

Proyecto Regional Uruguay - Argentina “Adaptación al cambio climático en ciudades y ecosistemas costeros vulnerables del Río Uruguay”

Consultoría para la evaluación y el mapeo de servicios ecosistémicos, y para la caracterización del estado de vulnerabilidad del albardón y la generación de orientaciones para su conservación y mitigación frente a impactos del cambio climático y variabilidad hidrológica en el Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay.

Dicha consultoría se enmarca en la Actividad 10.1 del proyecto regional, *Identificación, mapeo y evaluación de los beneficios ecosistémicos por su aporte a la adaptación al cambio climático y la conectividad ecosistémica en Argentina y Uruguay*

Entregable N° 2

Informe de avance

Autores: Dra. Christine Lucas (1), Dra. Beatriz Sosa (2), Federico Rodríguez (2), Lic. Ana Lucia Mary Lauyé (1)

(1) Laboratorio Ecología Fluvial, Departamento de Ciencias Biológicas, CENUR Litoral Norte-Universidad de la República, Paysandú – Uruguay

(2) Laboratorio Desarrollo Sostenible y Gestión del Territorio Instituto de Ecología y Ciencias Ambientales – IECA, Facultad de Ciencias - Universidad de la República, Montevideo - Uruguay

10 de febrero de 2023



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY



CENUR
Litoral Norte



FACULTAD DE
CIENCIAS

UDELAR fcien.edu.uy



ADAPTATION FUND

Contenidos

1. Resumen ejecutivo	1
2. Objetivos	5
3. Productos en este informe	5
Obj. 1. Mapear la variabilidad espacial de un índice de productividad de la vegetación como un indicador del secuestro de carbono de la vegetación.	6
1.1. Antecedentes	6
1.2 Metodología	8
1.2.2 Mapeo de usos de suelo:.....	10
1.2.3 Obtención de datos de NDVI	11
1.2.4 Datos climáticos e hidrológicos	13
1.2.5 Análisis de datos.....	14
1.3. Resultados Objetivo 1	15
1.3.2 Análisis temporal de NDVI.....	18
1.3.3. Análisis espacial de NDVI (Producto 2)	26
Obj. 2. Regulación de procesos de eutrofización y carga de nutrientes en el agua.....	27
SERVICIO DE REGULACIÓN: Regulación de procesos de eutrofización y carga de nutrientes en ecosistemas de agua dulce	27
2.1 Antecedentes	27
2.2 Metodología	27
2.3 Resultados Objetivo 2	32
2.3.1 Delimitación de cuencas hidrográficas que desembocan en el área continental.	32
2.3.2 Delimitación de zonas de amortiguación ribereñas y evaluación de usos de suelo(Producto 3)	34
Obj 3. Evaluación del albardón y definición de zonas de vulnerabilidad e identificación de lineamientos para la restauración.	37
3.1 Objetivos específicos del Objetivo 3	38
1- Caracterización de la evolución del régimen de deposición-erosión en el área costera continental del Parque Nacional Esteros de Farrapos.	38
3.1.1 Metodología	38
3.1.2 Resultados	41
2- Dinámica temporal del nivel del río para San Javier y Paysandú.	42
3.2.1 Metodología	43
3.2.2 Resultados	43
1.1 Análisis para el período 1921-1953	44

1.2	Análisis para el período de 1971-2022	45
1.3	Identificación de grupos de años con dinámicas similares	46
2.1	Análisis para el período 07/07/2005 al 25/06/2013	51
2.2	Análisis para el período 03/01/2016 al 30/06/2022	53
2.3	Identificación de grupos de años con dinámicas similares	54
3-	Caracterización del avance del proceso erosivo.....	58
3.3.1	Metodología	58
3.3.2	Resultados	60
	Avances en el Plan de Actividades	63
	Bibliografía	64
	Anexos	67
1.	Mapas de NDVI por cuadrícula (alta resolución)	67
2.	Tabla de parámetros del modelo de NDVI	71
3.	Lista de Shapefile.....	71

1. Resumen ejecutivo

En el marco del Proyecto Regional Adaptación al cambio climático en ciudades y ecosistemas costeros vulnerables (Componente 3) en ejecución por la División Sistema Nacional de Áreas Protegidas, Dirección Nacional de Biodiversidad y Servicios Ecosistémicos, del Ministerio de Ambiente en Uruguay, este proyecto plantea mapear algunos servicios ecosistémicos específicos y desarrollar lineamientos para la restauración del albardón (40 km) en el Área protegida Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay, en acuerdo con los productos a alcanzar en la actividad 10.1.

En el marco del cambio climático, se identifica como potenciales amenazas al área protegida, 1) precipitaciones severas, mayor escorrentía y erosión del suelo, 2) modificaciones en el régimen hidrológico del río Uruguay asociadas con un aumento de frecuencia de inundaciones e impactos sobre el albardón, 3) aumento de temperaturas del aire y de agua facilitando los procesos de eutrofización, particularmente en verano.

En respuesta a dichas amenazas, el trabajo plantea como objetivos 1) mapear el servicio ecosistémico de secuestro de carbono a través de un índice de productividad de la vegetación, 2) Mapear servicios de retención de nutrientes, riesgo de erosión o ‘pérdida’ de suelos, y protección de calidad de agua a través de zonas de amortiguación ribereña; y 3) caracterizar el estado de vulnerabilidad del albardón para generar orientaciones sobre posibles líneas de conservación y restauración. El área de estudio es el Área Protegida Esteros Farrapos e Islas del Río Uruguay, y las subcuencas hidrográficas que aportan agua y materiales a la zona continental del área protegida.

Para lograr estos objetivos, utilizamos para el Objetivo 1 el Índice Verde Normalizado (NDVI en inglés) como un estimador de la productividad primaria neta (PPN) para evaluar patrones espaciales y temporales de productividad en el área protegida. Para el Objetivo 2, definimos las cuencas hidrográficas en base de modelos digitales de elevación y presentamos un mapeo de usos de suelo en zonas ribereñas de amortiguación. Para el Objetivo 3, se estudia la “vulnerabilidad” en términos de la cuantificación de erosión y deposición de la costa del albardón.

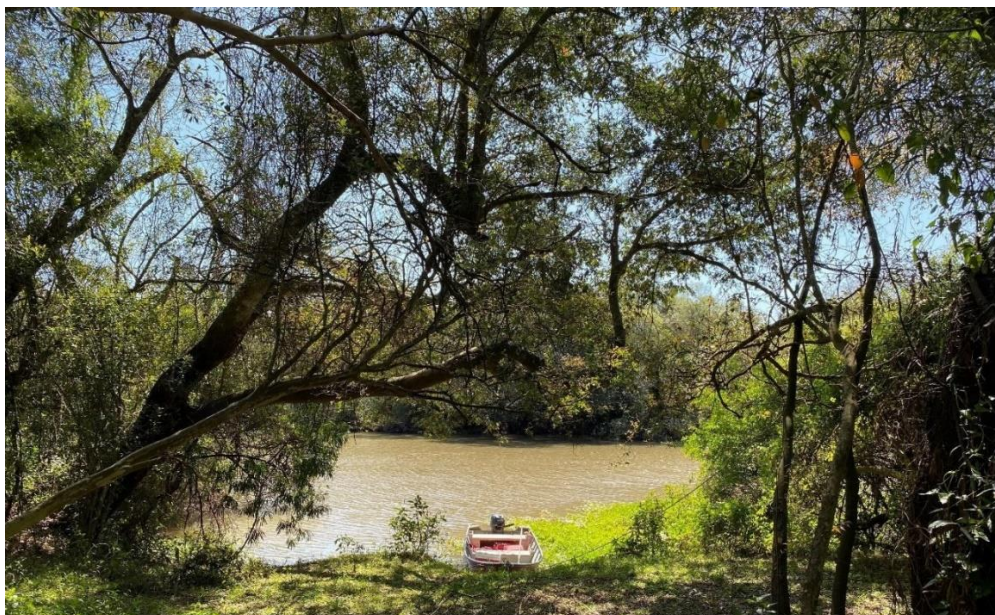
Como resultado del Objetivo 1, se destaca primero los altos valores de NDVI mensual en bosque nativo en el área protegida, con un rango de valores semejante a los sistemas productivos de plantación forestal en las cuencas hidrográficas aledañas. Segundo, se destaca el amplio rango de valores de NDVI del pastizal inundable, con máximos que reflejan su alta productividad, particularmente en escenarios de niveles normales y bajos del Río Uruguay y estaciones cálidas. La relación entre el NDVI de los pastizales inundables y el nivel de río indica que este índice puede ser utilizado no solo como proxy de la productividad primaria neta sino también como indicador de la frecuencia y extensión de inundaciones en el área. Visto la complejidad hídrica de los Esteros, y su gran tamaño, el NDVI puede contribuir a determinar la frecuencia y duración de inundaciones históricas. Finalmente, el producto del mapeo espacial de NDVI brinda una base para una zonificación de áreas de alta productividad, como también áreas que tienen índices de productividad muy variable, susceptible a la variación hidrológica del río como también a la variación climática de

la región. Comparamos los valores de NDVI de los pastizales inundables y bosque nativo de los PNEFIRU con los usos de suelo terrestres - agropecuario, plantación forestal y pastizal - para evaluar el aporte relativo del humedal a la producción primaria anual promedio, y durante eventos extremos hidroclimáticos entre 2013 y 2022.

Respecto al Objetivo 2, avanzamos en el mapeo de cuencas hidrográficas y la delimitación de zonas de amortiguación de ancho fijo y el mapeo de los usos dentro de las mismas. Se cumplió tres meses de monitoreo de parámetros fisicoquímicos del agua de las cuencas, mostrando la variabilidad entre cuencas en términos de aportes de aguas pluviales y aguas subterráneas a la paleocosta este de los PNEFIRU. En comparación al Río Uruguay, los aportes de agua de las cuencas son mínimas en términos de caudal y área de la cuenca, sin embargo, pueden jugar un rol como zona de amortiguación de impactos de actividades terrestres sobre las zonas acuáticas y acuáticas-terrestres del área.

Respecto al Objetivo 3, se destaca como resultado la evaluación y mapeo de los procesos de erosión y deposición en el albardón del PNEFIRU, como también el análisis de la relación entre la geomorfología del río y las áreas más vulnerables a la erosión. Segundo se destaca la evaluación del régimen hídrico histórico del Río Uruguay desde 1921 hasta 2022, brindando un amplio contexto histórico para evaluar la variabilidad en el nivel del río y la caracterización de eventos extremos durante los últimos 100 años. Finalmente, se destaca la identificación de cuatro grandes tipologías en relación a los procesos de deposición-erosión para el área, y la importancia de la especie exótica invasora, *Gleditsia triacanthos*, en este proceso.

Como pasos adelante para el próximo informe, está previsto los avances en el mapeo de servicios de retención de nutrientes y protección de calidad de agua por las zonas de amortiguación ribereñas. Cabe resaltar la formación de jóvenes profesionales en el marco de este proyecto en el área de geociencias y ecología.



2. Objetivos

Objetivo general: Evaluar y mapear servicios ecosistémicos de enfoque del área protegida Esteros Farrapos del Río Uruguay y caracterizar el estado de vulnerabilidad del albardón - objetivo de conservación - para generar orientaciones sobre posibles líneas de conservación y mitigación frente impactos de cambio climático y variabilidad hidrológica.

Objetivos específicos:

1. Mapear la variabilidad espacial de un índice de productividad de la vegetación como un indicador del secuestro de carbono de la vegetación [Obj. 1]
2. Mapear servicios de retención de nutrientes, riesgo de erosión o ‘pérdida’ de suelos, y protección de calidad de agua a través de zonas de amortiguación ribereña en cuencas hidrográficas que alimentan directamente al humedal [Obj. 2]
3. Caracterizar el estado de vulnerabilidad del albardón para generar orientaciones sobre posibles líneas de conservación y restauración [Obj. 3]

3. Productos en este informe

1. Obj. 1 y 2: Mapeo de usos de suelo del área de estudio (Incluyendo shapefile en Anexo).
2. Obj. 1: Mapeo de NDVI como indicador de la variabilidad espacial de tasas de secuestro de carbono (Incluyendo shapefiles en Anexo)
3. Obj. 2: Mapeo de zonas de amortiguación ribereñas y evaluación de su calidad, según usos de suelo dentro de las mismas (Incluyendo shapefiles en Anexo)
4. Obj. 3: Caracterizar la evolución del régimen de deposición-erosión en el área costera continental del Parque Nacional Esteros de Farrapos.
5. Obj. 3: Caracterizar el régimen de inundaciones.
6. Obj. 3: Caracterizar el avance del proceso erosivo y describir el estado actual del albardón y compararlo con la línea de base

Obj. 1. Mapear la variabilidad espacial de un índice de productividad de la vegetación como un indicador del secuestro de carbono de la vegetación.

SERVICIO DE SOSTENIMIENTO: Secuestro de carbono en las distintas coberturas de suelo.

1.1. Antecedentes

Los ecosistemas humedales brindan varios servicios ecosistémicos por lo que se los ha destacado como un enfoque global de conservación y manejo. Entre los servicios se destaca la regulación de inundaciones y caudales extremos, la absorción de nutrientes y captación de sedimentos, y altas tasas de productividad primaria neta (Hernández, 2010). Los humedales cubren 6,1% del planeta, de los cuales se estima una pérdida total de 55-57% de su superficie global, y sólo 11,3% de su extensión espacial actual cabe en alguna clasificación de protección (e.g. IUCN, RAMSAR) (Reis et al., 2017). A pesar de su área limitada, los humedales tienen una alta densidad de carbono en el suelo en comparación a otros ecosistemas, inclusive bosques ribereños inundables y pantanos (pastizales inundables) jugando un rol importante en el secuestro de carbono, y por ende la regulación del cambio climático (Villa & Bernal, 2018). Se estima una tasa entre 42 y 306 g C m² año⁻¹ para humedales de zonas tropicales (Mitsch et al., 2013) y de 2000 g m² año⁻¹ en biomasa a nivel global (**Fig.1.1**). Por otra parte, el valor monetario de todos los servicios ecosistémicos de zonas pantanosas y humedales fluviales de agua dulce (*swamps and floodplains*) se estima a Int\$ (dólar internacional) 25.682 ha⁻¹ año⁻¹. Considerando un área total de 1.397,5 x 10⁶ ha, se estima un valor total de Int\$20.4 trillones año⁻¹ en servicios que aportan el total de humedales (*wetlands*) a nivel global (Davidson et al., 2019).

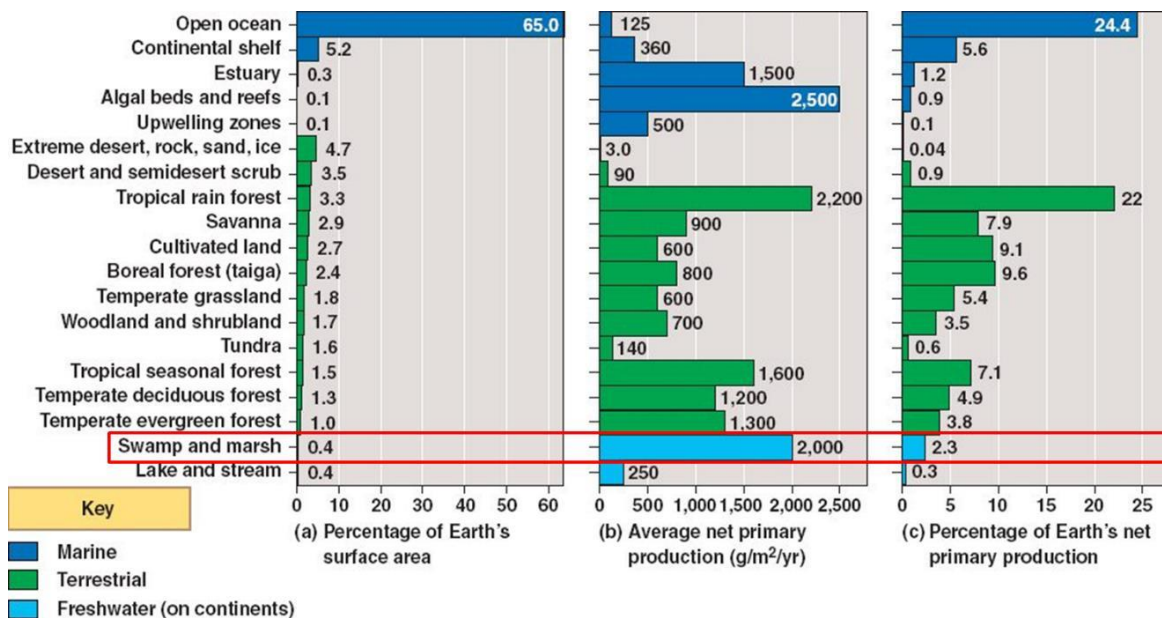


Figura 1.1 Biomas marinos, terrestres y de agua dulce por a) porcentaje de área total terrestre, b) Promedio de productividad primaria neta (PPN) g m² año⁻¹ y c) porcentaje (%) del PPN global.

Una de las grandes preguntas es si el cambio climático disminuye la capacidad de los humedales en cumplir con los servicios de secuestro de carbono (DeLaune & White, 2012; Erwin, 2009; Kayranli et al., 2010; Moomaw et al., 2018; Sheehan et al., 2019). Los humedales enfrentan una variabilidad climática e hidrológica que influyen sobre sus servicios. Los pulsos hidrológicos pueden favorecer el crecimiento y productividad de humedales, aportando nutrientes, sedimentos, propágulos para la regeneración de la vegetación, y aliviando presiones terrestres durante periodos de inundación. Sin embargo, inundaciones frecuentes y severas, pueden también representar eventos de estrés, resultando en procesos de erosión, mortalidad de individuos, disminución en productividad neta y emisiones de metano que superan las tasas de secuestro de CO₂ (Whiting & Chanton, 2001). Al contrario, durante periodos de déficit de agua, los humedales pueden mantener su productividad, desempeñando así un papel fundamental como refugio durante la sequía (Meave & Kellman, 1994).

Hasta la fecha en el bioma Pampa, la respuesta de la vegetación a la variabilidad de las precipitaciones se ha concentrado en gran medida en los pastizales, los sistemas agrícolas y la vegetación esteparia, que dominan el paisaje y caracterizan el bioma pampeano (Ceroni et al., 2015; Fabricante et al., 2009; Guido et al., 2014; Paruelo et al., 2010). Tanto el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) como la fracción de radiación fotosintéticamente activa (fPAR) derivada del NDVI se utilizan para comprender cómo la variabilidad de las lluvias y el cambio en el uso de suelo influyen en la productividad de los pastizales (Guido et al., 2014; Paruelo et al., 2010; Vassallo et al., 2013). Si bien el NDVI tiene el fenómeno de “saturación”, o sea, la dificultad de distinguir diferencias en productividad en vegetación con altos valores de índice área foliar (> 4), por ejemplo en bosques húmedos con copas densas y alta biomasa (Huete, 2012), se usa ampliamente en bosques, sabanas y pastizales del sur de América del Sur (Lezama et al., 2014; van Leeuwen et al., 2013).

El Índice Verde Normalizado (NDVI en inglés) es un buen estimador de la productividad primaria neta (PPN) en los ecosistemas terrestres y una herramienta útil para evaluar patrones espaciales y temporales de productividad. Se utiliza para evaluar variabilidad en la productividad de la vegetación en el tiempo, pudiendo evaluar estaciones o periodos de baja o alta productividad. Dado que es posible acceder a datos de NDVI históricos, se puede evaluar si periodos de inundación o sequía, por ejemplo, afectan a la productividad, y por ende el secuestro del carbono. También se utilizan datos espaciales de NDVI para evaluar variabilidad de NDVI en un paisaje, identificando “hotspot” o áreas de alta productividad, como áreas de baja productividad, considerando la escala del dato espacial.

El secuestro de carbono es una medida de Productividad Primaria Neta (PPN) en unidades de Carbono (ej. Kg o Mg) que se retiene en un ecosistema por área por año. El secuestro de carbono se mide de forma directa a escala local a través de la acumulación de biomasa en parcelas (ej. 1 x 1 m en vegetación herbácea, y de 100 x 100 m en bosques). También se estima a través de índices, calculados en base de datos satelitales para poder mapear la variabilidad espaciotemporal de PPN a escala de paisaje, ecosistema y/o bioma. Dado los tiempos y fondos disponibles del proyecto, un diseño experimental adecuado para captar variabilidad mensual de producción de biomasa in situ, distribuido

en distintas zonas (humedales, bosques, etc), es poco factible y dificulta un mapeo del servicio a escala del Área Protegida. Por ende, se utiliza NDVI como un indicador de PPN, lo cual tiene una relación lineal estrecha con la productividad de biomasa y por ende también con el secuestro de carbono en la vegetación (Phillips et al. 2008). Sin embargo, para pasar de valores NDVI a valores de biomasa o carbono, se requiere datos de campo de cosecha de biomasa aérea en el mencionado sistema de parcelas, especialmente considerando el potencial influencia del agua en los valores de NDVI en los humedales. Cabe destacar que estos índices no se usan para estimar secuestro de carbono en suelos, y que los suelos de los humedales son conocidas como grandes sumideros de carbono.

1.2 Metodología

1.2.1. Área de estudio

Consideramos como área de estudio para el Objetivo 1 el Área Protegida Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del río Uruguay (PNEFIRU) (**Fig. 1.2**). La delimitación del área protegida se obtuvo de la capa del Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SNAP). Según los datos del OAN online, el PNEFIRU tiene un área total de 16.810 ha, o 168,1 km².

Dado los aportes de agua, sedimentos y organismos biológicos al margen este del área protegida, es pertinente un mapeo de las cuencas hidrográficas que desembocan en el área de estudio. Consideramos las cuencas que desembocan en la parte continental del PNEFIRU (**Fig. 1.2**). Dichas microcuencas están mencionadas en el Plan de Manejo (DINAMA 2014) del área como parte de la descripción del área de influencia.

Cabe destacar que, por el alto relieve de la paleocosta entre el borde este del área y las microcuencas del norte, es probable que la escorrentía de dichas microcuencas “no constituya un aporte significativo al sistema de humedal” (p. 22, Plan de Manejo PNEFIRU 2014). Sin embargo, se observa que el área podría recibir nutrientes desde las microcuencas, como también desde el Río Uruguay en sí (p. 39, Plan de Manejo EFIRU 2014). Es por esto que se entienden complejos tanto los aportes externos como internos de nutrientes y sedimentos hacia los esteros e islas, siendo de interés una caracterización de las cuencas hidrográficas con aguas que desembocan al área.

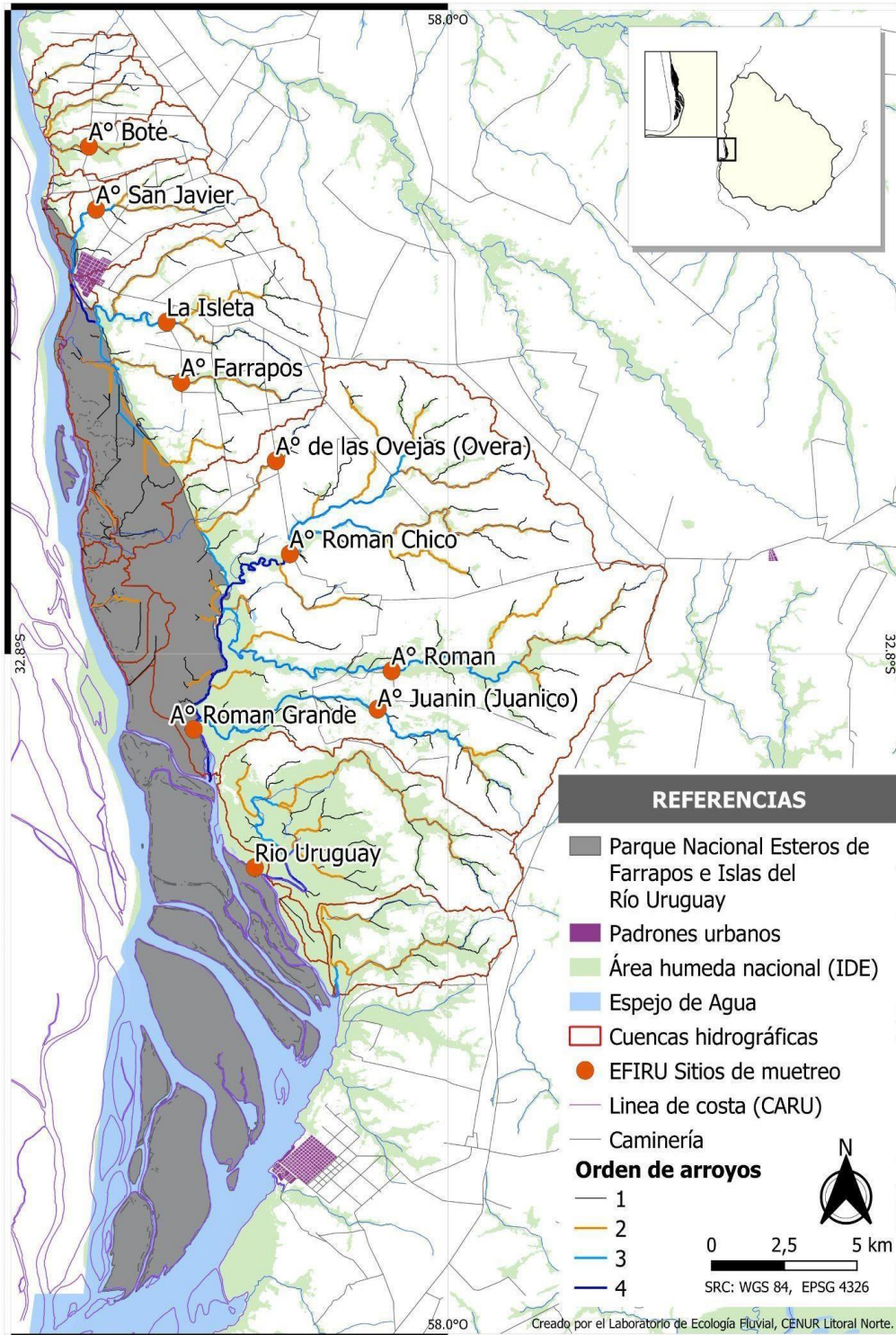


Figura 1.2. Mapa del área protegida, con cuencas hidrográficas que desembocan en el área, cursos de agua ordenados categóricamente por el método Horton-Strahler (Strahler, 1957) y áreas húmedas (IDE). Sitios de muestreo para el Objetivo 2 indicados como puntos rojos.

1.2.2 Mapeo de usos de suelo:

Se trabajó con la información de cobertura de usos de suelo procedentes de la colección 1 de MapBiomias. MapBiomias es una red colaborativa para el estudio del cambio de usos de suelo en diferentes biomas como Amazonía, Chaco, Mata Atlántica, Pampa e Indonesia. MapBiomias Pampa Trinacional cuenta en su Colección Número 1 con una serie temporal anual de cobertura de usos de suelo que abarca desde el año 2000 al 2019 (Baeza et al., 2022), productos del procesamiento de imágenes Landsat con una resolución espacial de 30 m (i.e. tamaño de píxel de 30 x 30 m). Cabe mencionar que al final de los análisis en noviembre de 2022 se lanzó La Colección 2 de MapBiomias Pampa, extendiéndola serie temporal de datos de cobertura de suelo a 1985-2021 (Fig. 1.3).

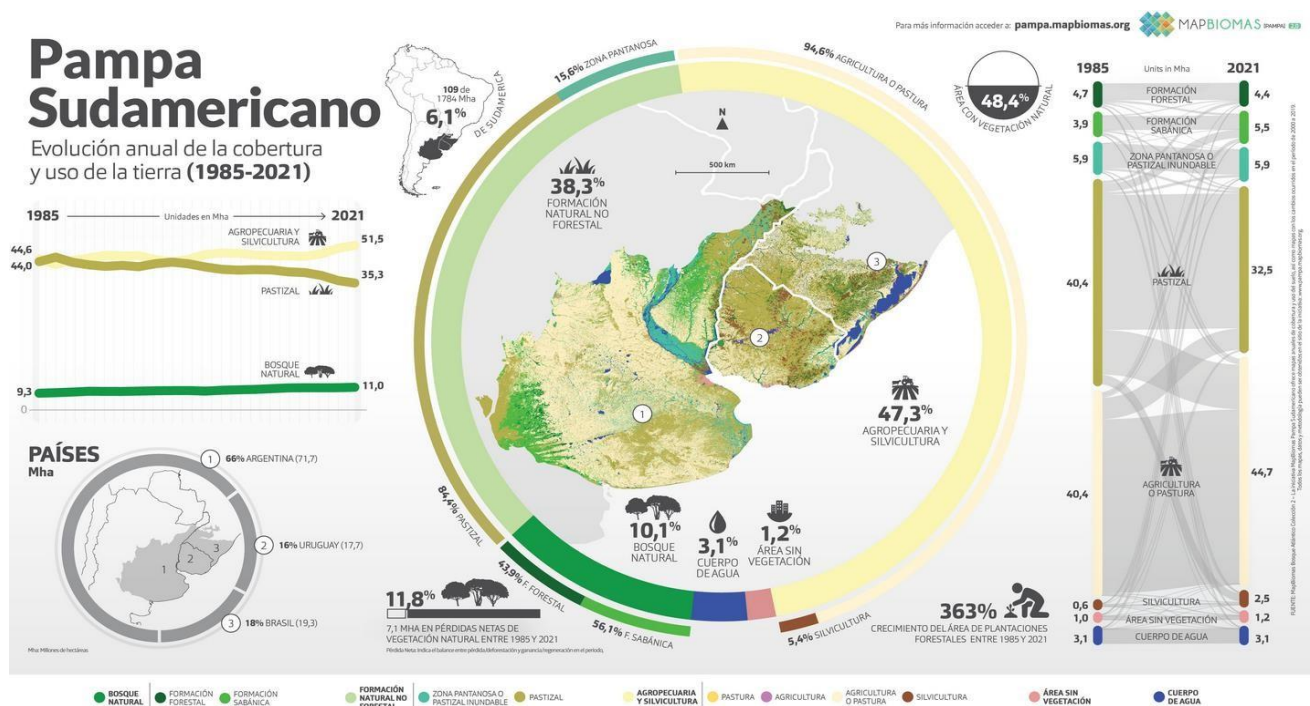


Figura 1.3. Producto Uso de Suelo del Proyecto MapBiomias Pampa utilizado para análisis de la cobertura de suelo en el área de estudio, Esteros Farrapos e Islas del Río Uruguay, y cuencas hidrográficas aledañas.

Se seleccionaron y descargaron los productos de cobertura de usos de suelo para los años 2001, 2011 y 2018, disponibles y de acceso libre desde la plataforma Google Earth Engine. Cada producto se descargó en formato ráster y se transformó a vectorial en el Sistema de Información Geográfica, Quantum Gis 3.14. Se trabajó sobre la tabla de atributos de cada capa para cada año, calculando las áreas en km² para cada clase de uso de suelo. La capa de los Usos de Suelo fue utilizada para clasificar los valores del Índice de Productividad, NDVI, por uso, permitiendo un análisis de diferencias en NDVI entre humedales, bosques, y zonas de cultivo.

Se utilizó una capa SIG nacional separada para la cobertura de bosque nativo, basada en imágenes Sentinel 2 de alta resolución (10 x 10 m) de 2016 (MGAP, 2018) para analizar la cobertura de bosque nativo (**Fig. 1.4, página 10**). Dada la extensión limitada del bosque nativo en Uruguay y su formación parcheada (Toranza et al., 2019), el uso de esta capa reconocida a nivel nacional y producto elaborado en el marco del proyecto REDD+ Uruguay tenía como objetivo aumentar la precisión de la superficie total de los ecosistemas de bosque nativo en el área.

1.2.3 Obtención de datos de NDVI

Para la obtención de valores de NDVI a escala mensual para el periodo abr-2013 hasta dic-2022 (10 años), se trabajó en la Plataforma Google Earth Engine (GEE), de código abierto. Google Earth Engine es una plataforma para usuarios sin fines de lucro, desarrolla el análisis de información georreferenciada de la Tierra desde los años 80 (Gorelick et al., 2017). En la misma se trabajó en base al lenguaje JavaScript, buscando ejecutar geoprocursos espaciales y obtener como resultado el producto NDVI como dato mensual del área protegida Esteros Farrapos e Islas del Río Uruguay.

El NDVI se calcula en base de la diferencia entre la luz del infrarrojo cercano y la luz roja [Eq. 1], dividido por la suma de ambas bandas de luz.

$$NDVI = \frac{(NIR - ROJO)}{(NIR + ROJO)}$$

Como es un índice, no lleva unidades, pero permite la comparación de verdor y actividad fotosintética a múltiples escalas, desde la planta (**Fig. 1.5**) hasta un paisaje como PNEFIRU. Se utiliza NDVI como un indicador de PPN, lo cual tiene una relación lineal estrecha con la productividad de biomasa y por ende también con el secuestro de carbono en la vegetación (Phillips et al., 2008).

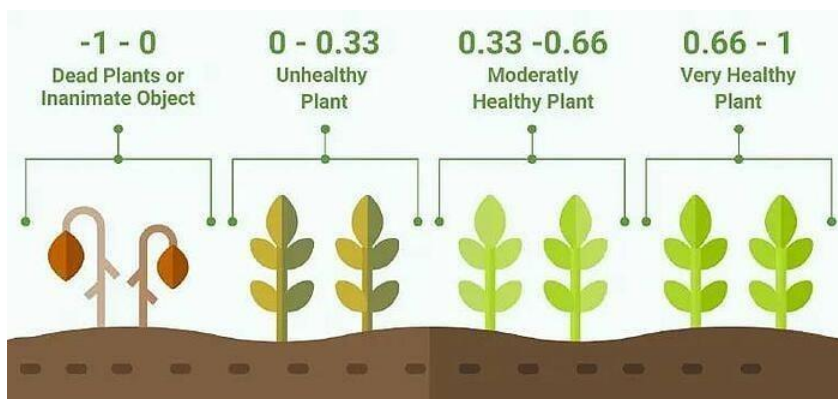


Fig. 1.5. Imagen del rango de valores de NDVI como índice de “verdor” a escala planta, con valores de -1 a 1 (Fuente: <https://www.cropin.com/blogs/ndvi-normalized-difference-vegetation-index>)

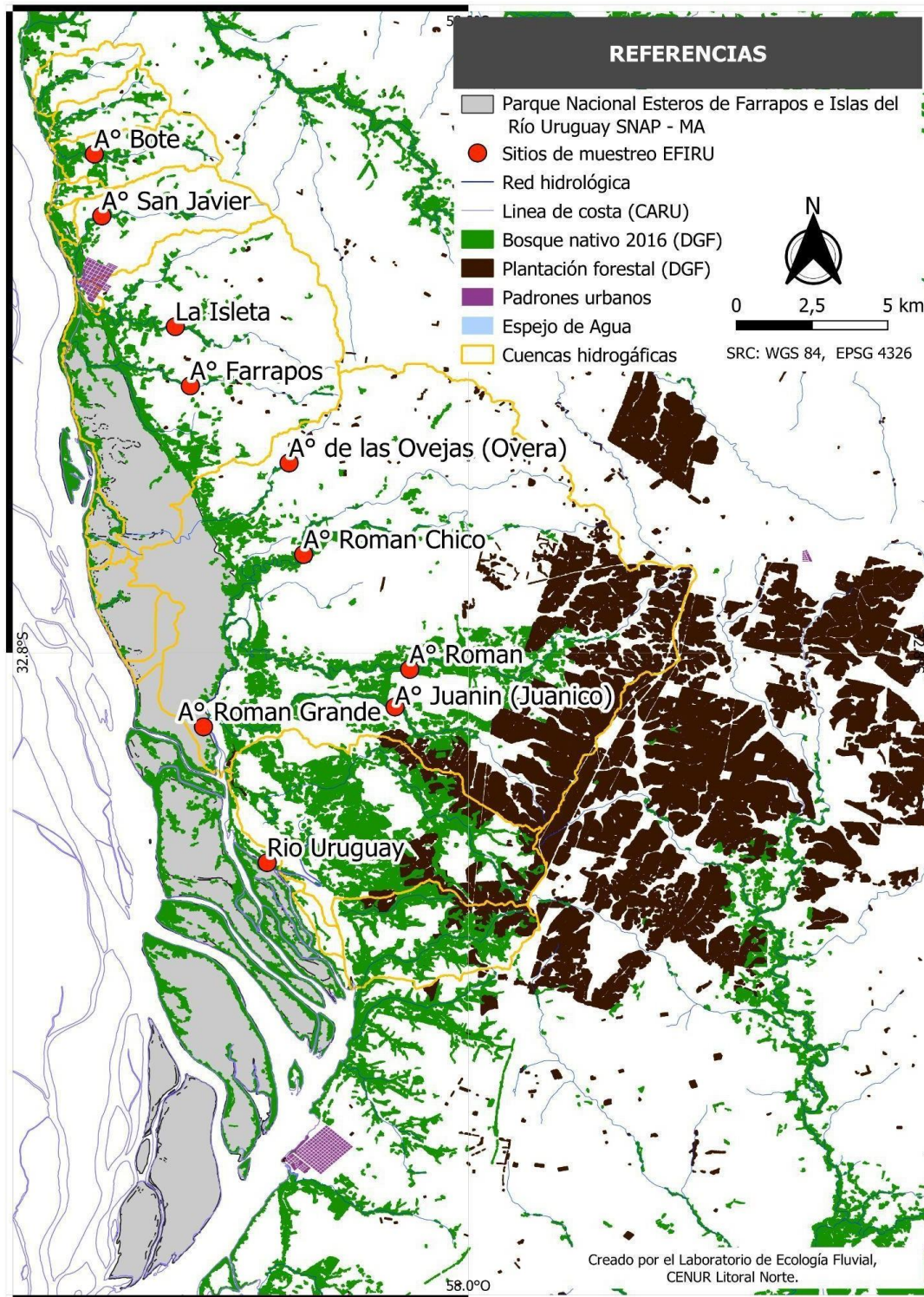


Figura 1.4. Mapa de bosque nativo y plantaciones forestales según las capas nacionales oficiales de la Dirección General Forestal (DGF) en base de imágenes de alta resolución Sentinel (10 x 10 m). La capa no incluye área de bosques o forestación en las islas más al sur del Área Protegida, incluyendo la Isla Filomena Grande y Chico, y la Isla Bassi y la Isla Palma Chica (ROU) en aguas del lado argentino del Río Uruguay.

La información de NDVI se puede obtener de varios productos satelitales, inclusive imágenes de Sentinel, LandSat, hasta imágenes de drones con sensores, cada uno con una duración y frecuencia distinta. Dado el interés en evaluar la variabilidad del NDVI frente la variabilidad climática e hidrológica, inclusive de años con eventos El Niño o La Nina, se utilizó el producto Landsat (resolución espacial 30 x 30 m), lo cual permitió una extensión temporal de datos de NDVI de una década desde 2013, en comparación a imágenes de Sentinel (resolución espacial 10 x 10 m) que solo tienen datos disponibles a partir de 2017. Como fuente del dato NDVI se utilizó la colección de imágenes satelitales de Landsat 8 (USGS Landsat 8, Nivel 2, Colección 2, Nivel 1). Dicha colección contiene información procedente de la reflectancia de la superficie terrestre y temperatura superficial, corregida atmosféricamente (Palacios Sánchez et al., 2018b). Diferentes procesos que se dan en la tierra sean de origen natural o antrópico generan gases y aerosoles que quedan suspendidos y aportan a nivel de la atmósfera cierto grado de turbidez, por lo que la reflectancia de los objetos en la superficie terrestre puede verse afectada por estos elementos o fenómenos, alterando la lectura final a nivel del sensor en el satélite. Es importante corregir ese aspecto atmosférico a fin de disminuir las fuentes de error en los resultados finales (Palacios Sánchez et al., 2018a). La información obtenida es derivada de los productos de los sensores OLI (*Operational Land Imager*) y TIRS (*Thermal Infrared Sensor*) presentes en Landsat 8, contando con datos satelitales desde mar-2013 al presente (<https://www.usgs.gov/landsat-missions>).

Es costumbre en cualquier análisis de información espacial corregir las series temporales para potenciales fuentes de error, a veces debido a nubosidad de la imagen u otros efectos atmosféricos. Por ende, sobre la colección de imágenes para el periodo 2013 - 2022 se aplicaron filtros espaciales, temporales y de nubes. Eso resultó en algunas fechas (meses) sin datos.

Para evaluar cómo varía el índice de productividad en diferentes coberturas de vegetación en el área se generaron series mensuales de NDVI. Seleccionamos como capas principales de enfoque el bosque nativo (DGF-MGAP 2016) y humedal (MapBiomás, 2018) para el área protegida, y para las cuencas hidrográficas que drenan al área protegida, se seleccionaron el bosque nativo, humedal, pastizal y forestación (MapBiomás, 2018).

1.2.4 Datos climáticos e hidrológicos

Los datos climáticos mensuales - precipitación acumulada, Índice de Sequia Palmer (PDSI en su siglo en inglés), y Temperatura promedio del aire - fueron obtenidos de datos grillados de CRU 4.06 (Climate Research Unit) desde 01-2013 hasta 12-2021 (datos de 2022 todavía no están disponibles) para el área de estudio a través de la plataforma KMNI Climate Explorer (Trouet & Van Oldenborgh, 2013). A fines de comparar los datos de productividad con la variabilidad hidroclimática, obtuvimos datos diarios de nivel (H en metros) de la Dirección Nacional de Aguas (DINAGUA) para las estaciones hidrométricas en las ciudades de Fray Bentos (1929-2022) y Paysandú (1920-2022) sobre el Río Uruguay, margen izquierdo. Para el Objetivo 1, se utilizó los datos de nivel de 2013-2022 (**Fig. 1.6**).

Cabe resaltar que este periodo de 10 años cubre periodos de inundaciones extremas, tales como los eventos de 21-27 de diciembre de 2015, cuando hubo 11357 personas desplazados entre Artigas, Salto, Paysandú y Río Negro, y niveles del Río Uruguay a 9,10 m, “más de 3 metros por encima de la cota de seguridad que es 5,5 metros” (Argentina, 2015). También incluye niveles bajos del río durante los meses de sequía asociada con La Niña en 2020, 2021 y 2022.

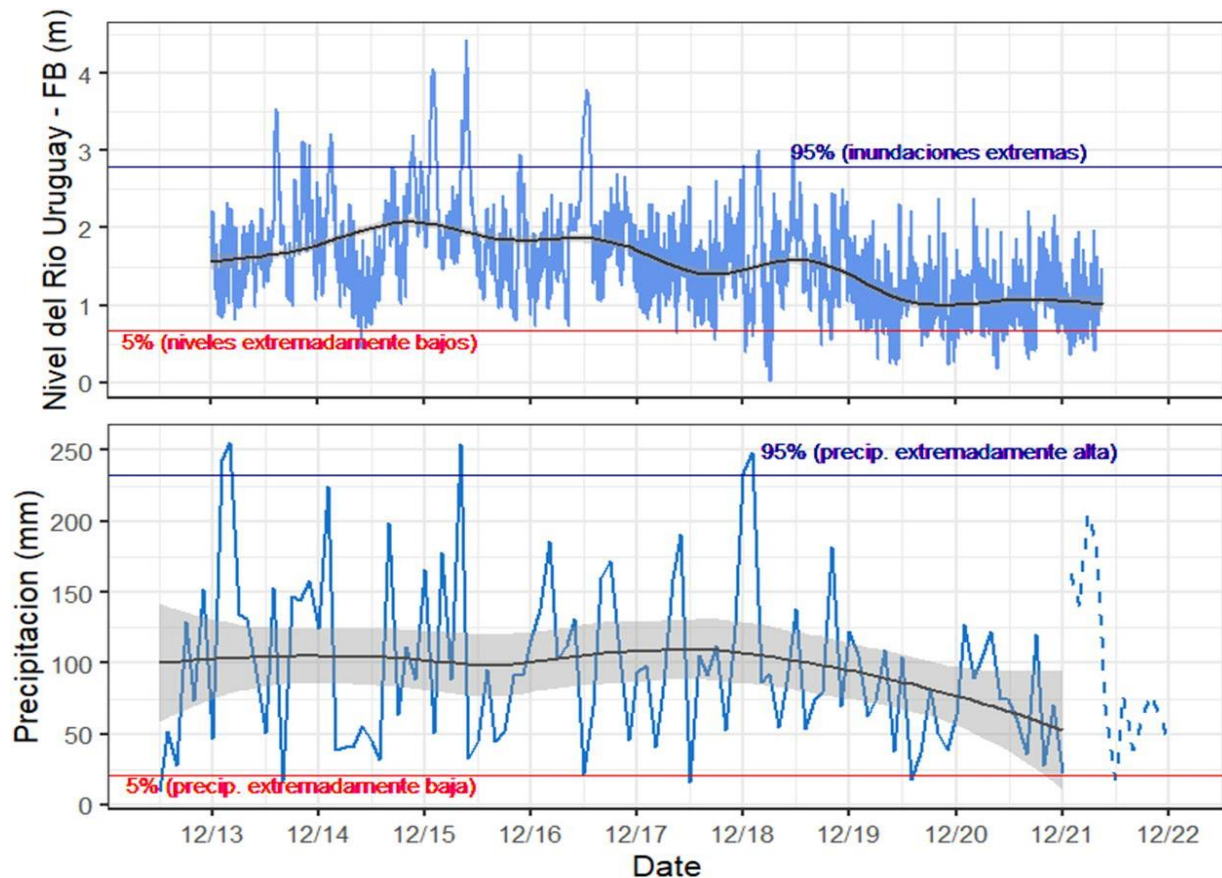


Figura 1.6. A) Nivel del Río Uruguay en la estación Fray Bentos (FB; DINAGUA) para el periodo 01-12-2013 a 20-04-2022. B) Precipitación acumulada mensual de datos grillados de CRU TS 4.06; datos de 2022 de EEMAC – F. Agronomía - UdelaR en línea quebrada. Líneas horizontales indican percentiles (95% y 5%) para identificar eventos extremos en el periodo de estudio.

1.2.5 Análisis de datos

Para evaluar la relación entre los variables hidroclimáticas - nivel del río, precipitación acumulada, índice de sequía y temperatura, y el NDVI mensual, se calculó el promedio mensual del nivel del Río Uruguay para desarrollar una serie temporal de datos en la misma escala temporal que el dato de NDVI. Se calculó un lapso de tiempo de 1 y 2 meses para evaluar si las variables hidroclimáticas tuvieron efectos sobre el NDVI en meses posteriores. Para evaluar relaciones entre variables a mayores escalas temporales, se calculó el promedio sobre 3, 6, 9 y 12 meses para todas las variables, NDVI, precipitación, índice de sequía y temperatura promedio.

En este informe mostramos los gráficos de las relaciones entre NDVI y factores hidroclimáticos sobre 6 meses, siendo la escala temporal que mostró mayores correlaciones, indicado por el valor del coeficiente de correlación de Pearson, R^2 . Finalmente se desarrolló un modelo lineal para evaluar la significancia del efecto de la precipitación, temperatura y altura del río sobre el NDVI mensual. Como el índice de sequía es un producto de temperatura y precipitación, y por ende no es independiente de estas variables, elegimos no incluirlo en el modelo.

1.3. Resultados Objetivo 1

1.3.1 Usos de suelo en el área de estudio (Producto 1).

En base de la capa 2018 de Usos de Suelo de MapBiomias Pampa, cuantificamos la cobertura total de usos de suelo en los PNEFIRU y cuencas hidrográficas que desembocan en el área (**Fig. 1.7**). Según la capa, 95% del área protegida consta de pastizal inundable y formación forestal cerrado. Aproximadamente 53% (64,2 km²) del área es clasificada como pastizal inundable y 42% (51,4 km²) como “formación forestal cerrado”, definido por MapBiomias como bosque nativo con dosel cerrado. En base a imágenes del territorio en 2011, el plan de manejo del PNEFIRU indica que la superficie total de monte nativo alcanza 14% del área protegida. La sobreestimación de la extensión espacial de “formación forestal cerrado” puede ser por confundir el bosque nativo con otras coberturas con especies leñosas, como la sábana (hábitat de bosques abiertos y pastizales), arbustales y matorrales. La capa nacional de la DGF – MGAP, en base de imágenes de 2016, estimó un área total de bosque nativo de 22.74 km², o 13.53% del área protegida, *excluyendo las islas en aguas argentinas*. Por ende, se considera la cifra de 14% la cifra más precisa para cobertura de bosque nativo en PNEFIRU.

Aunque el área total de bosque nativo, arbustales y pastizal inundable varía según la metodología y escala espacial de la clasificación de usos de suelo, utilizar la capa trinacional (Uruguay - Argentina - Brasil) de la Pampa permite una comparación con las cuencas hidrográficas aledañas al área, pero afuera de las fronteras de Uruguay. Las superficies de bosque y humedal pueden diferenciarse por diferencias en el proceso de clasificación y corrección, como también diferencias en la fecha de la imagen clasificada. De la misma manera, las diferencias entre la extensión total de coberturas entre los años 2001, 2008 y 2018 (**Fig. 1.8; Tabla 1.1**) pueden estar asociadas con diferencias en los niveles de río y estación del año de la imagen satelital, sobreestimando cambios reales en la extensión total de bosque y humedal dentro del área.

Cabe destacar que en ambos productos de MapBiomias y la DGF no se distingue entre cobertura de especies nativas vs. invasoras (ej. *Gleditsia triacanthos*). Dada la superficie limitada de otras clases de cobertura del suelo (p. ej., plantación forestal, espejos de agua, pastizal, formación forestal abierta, etc.), el análisis del NDVI se centra únicamente en las dos clases de cobertura del suelo dominantes; Zona Pantanosa y Bosque Nativo.

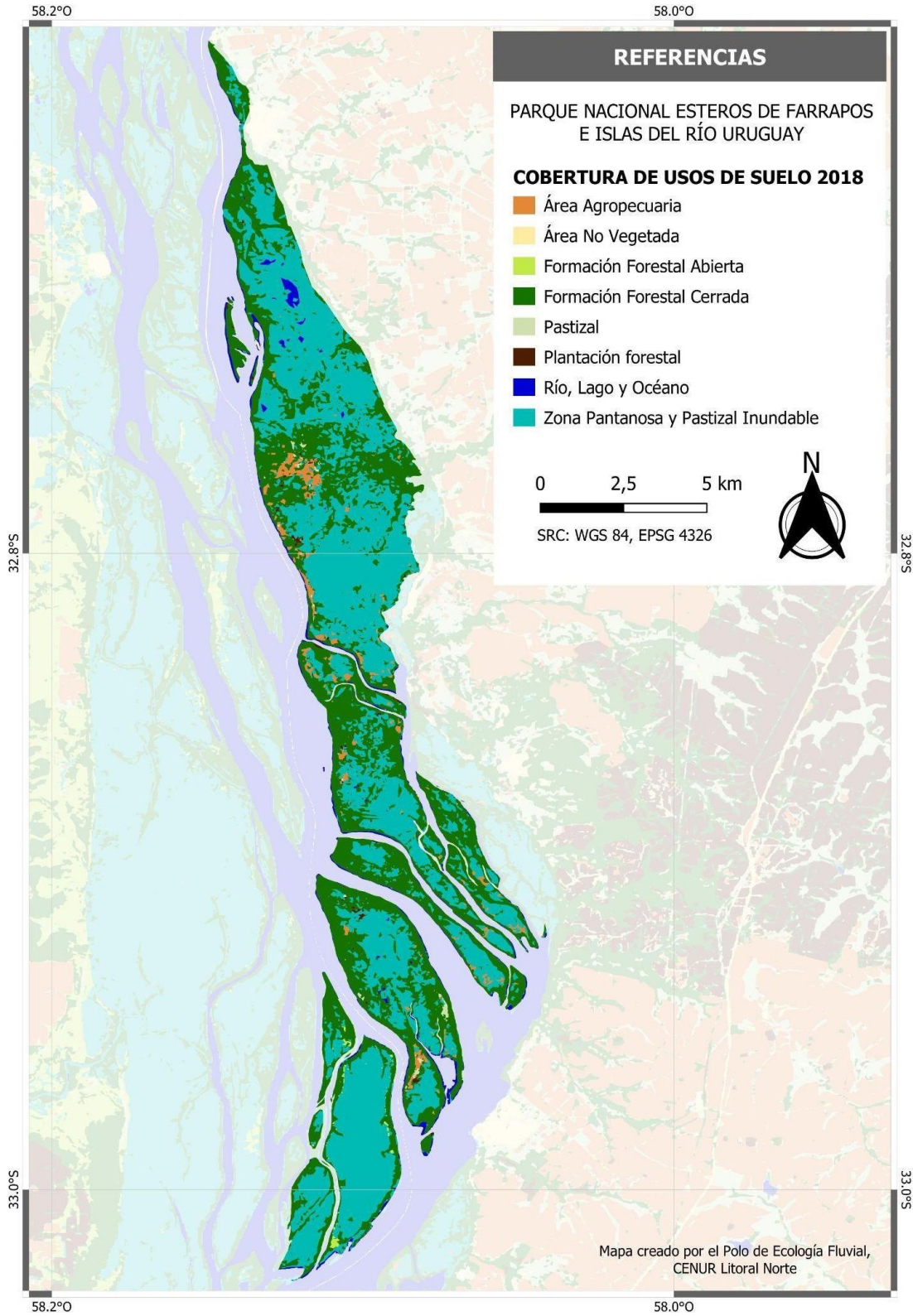


Figura 1.7. Mapa de Usos de Suelo en el Área Protegida PNEFIRU, en base del producto trinacional, MapBiomias Pampa del año 2018, Área de Estudio para Objetivo 1, el mapeo de NDVI como índice de productividad de la vegetación aérea del área.

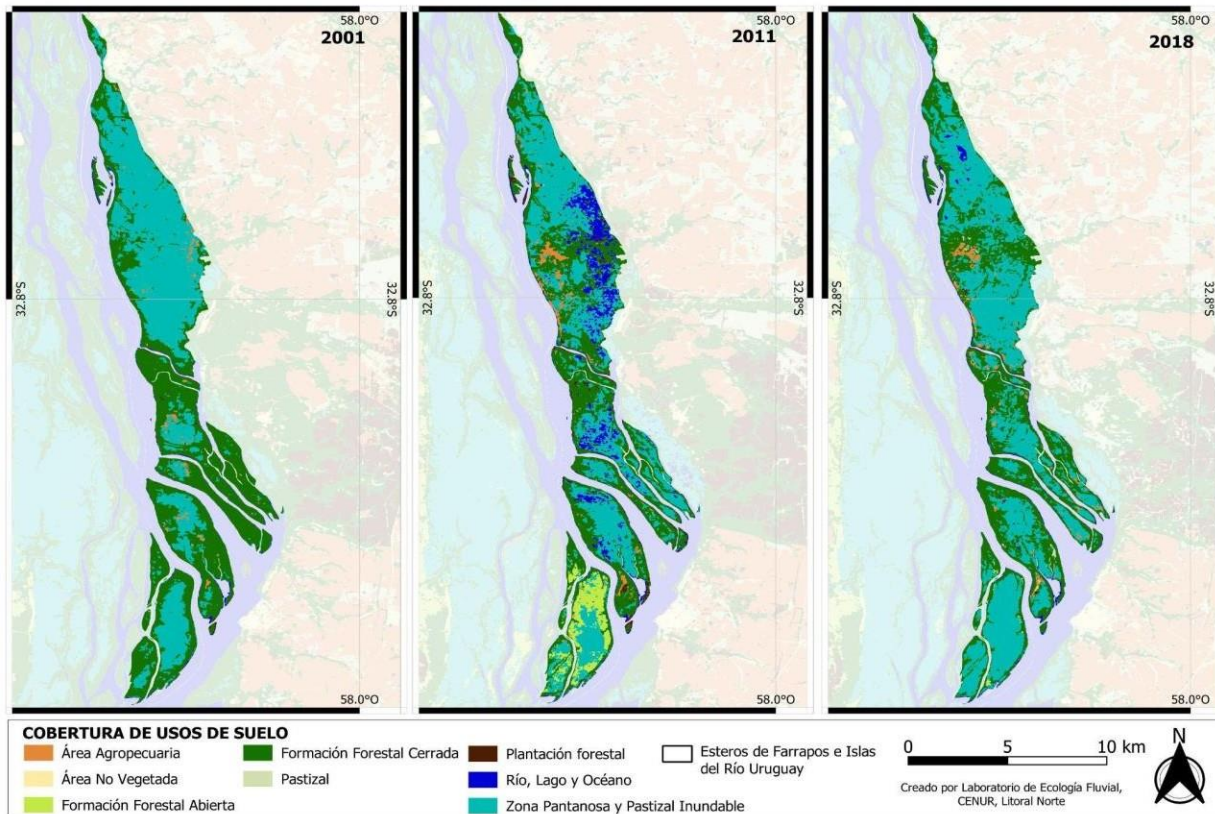


Figura 1.8. Cobertura de usos de suelo para los años 2001, 2011 y 2018 dentro de las cuencas hidrográficas que drenan hacia la parte continental de los Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Los datos de usos de suelo se obtuvieron de productos MapBiomias Pampa.

Tabla 1.1. Coberturas de usos de suelo clasificado para tres años 2001, 2011, 2018 en área total (km²) y porcentaje, para el área protegida Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Datos de usos obtenidos a través de MapBiomias Pampa. El cambio es la diferencia en cobertura de cada uso entre 2018 y 2001. Se destaca los valores de 2018 (en negrito) como el valor más reciente de cobertura total.

<i>Uso de Suelo</i>	<i>2001</i>	<i>2011</i>	<i>2018</i>	<i>Cambio</i>	<i>2001</i>	<i>2011</i>	<i>2018</i>
<i>Zona Pantanosa y pastizal inundable</i>	57,90	51,06	64,20	6,30	47%	42%	53%
<i>Formación Forestal Cerrada</i>	60,75	48,40	51,50	-9,25	50%	40%	42%
<i>Ríos, Lagos y Océanos</i>	1,39	11,65	2,91	1,52	1%	10%	2%
<i>Área Agropecuaria</i>	1,49	2,66	2,52	1,03	1%	2%	2%
<i>Plantación Forestal</i>	0,58	2,52	0,47	-0,11	0%	2%	0%
<i>Pastizal</i>	0,00	0,01	0,31	0,31	0%	0%	0%
<i>Formación Forestal Abierta</i>	0,02	5,83	0,23	0,21	0%	5%	0%
<i>Área No Vegetada</i>	0,02	0,03	0,03	0,00	0%	0%	0%

1.3.2 Análisis temporal de NDVI

Se compararon las series temporales de NDVI para bosque nativo y humedales (“pastizal inundable”) del área protegida, con el NDVI de las clases de plantación forestal, pastizal y agropecuario en las cuencas hidrográficas objetivo de estudio. De esta manera se pudo contextualizar los patrones de NDVI en el área con sistemas productivos terrestres. Las series mensuales de datos de NDVI de 04-2013 hasta 12-2022 mostraron diferencias en los valores y rangos de valores de productividad de las diferentes coberturas de suelo en el área de estudio.

En promedio, los valores de NDVI del pastizal inundable del área protegida no son significativamente diferentes a los valores de NDVI de la cobertura terrestre “Agropecuaria” (cultivos) en las cuencas. Sin embargo, cuando los niveles de los ríos son bajos, el NDVI es significativamente mayor que el de Agropecuario y Pastizal (terrestre), y similar al de los bosques y plantaciones de árboles (**Fig. 1.9B**). Cuando los niveles de los ríos son altos y hay inundaciones, los humedales, como se esperaba, tienen un NDVI relativamente bajo (**Fig. 1.9C**). Esta disminución en NDVI puede indicar que disminuye el área foliar fotosintético, como también es un resultado de la reflectancia de luz por el agua, entonces el pixel no registra una señal “puro” de la vegetación, sino una señal “mixto” tanto de la vegetación arriba del nivel del agua, como también el agua en sí. Por este motivo es favorable calibrar valores de NDVI con un monitoreo mensual de producción de biomasa en el campo cuando sea posible.

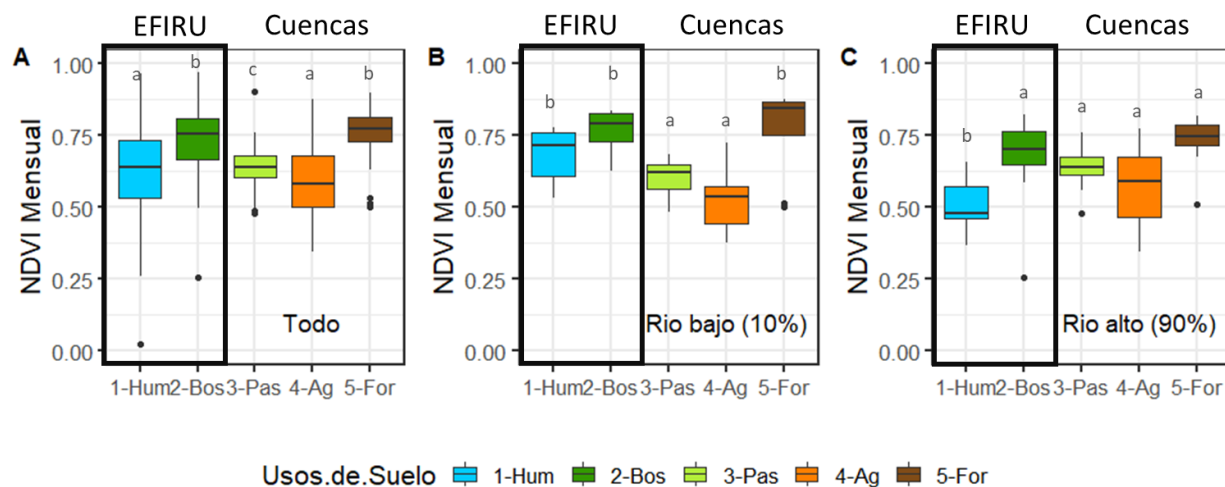


Figura 1.9. Boxplot (cuartiles – 25%, 50%, y 75%) de valores mensuales de NDVI por uso de suelo en el Área protegida (Bosque y Humedal) y en las cuencas hidrográficas del estudio (Agropecuario, Pastizal, Forestación) para A) todos los datos, B) meses de río bajo, y C) meses de río alto. Cabe resaltar los cambios en valores de NDVI entre pastizales inundados (humedales) y pastizales terrestres en escenarios de río bajo y río alto.

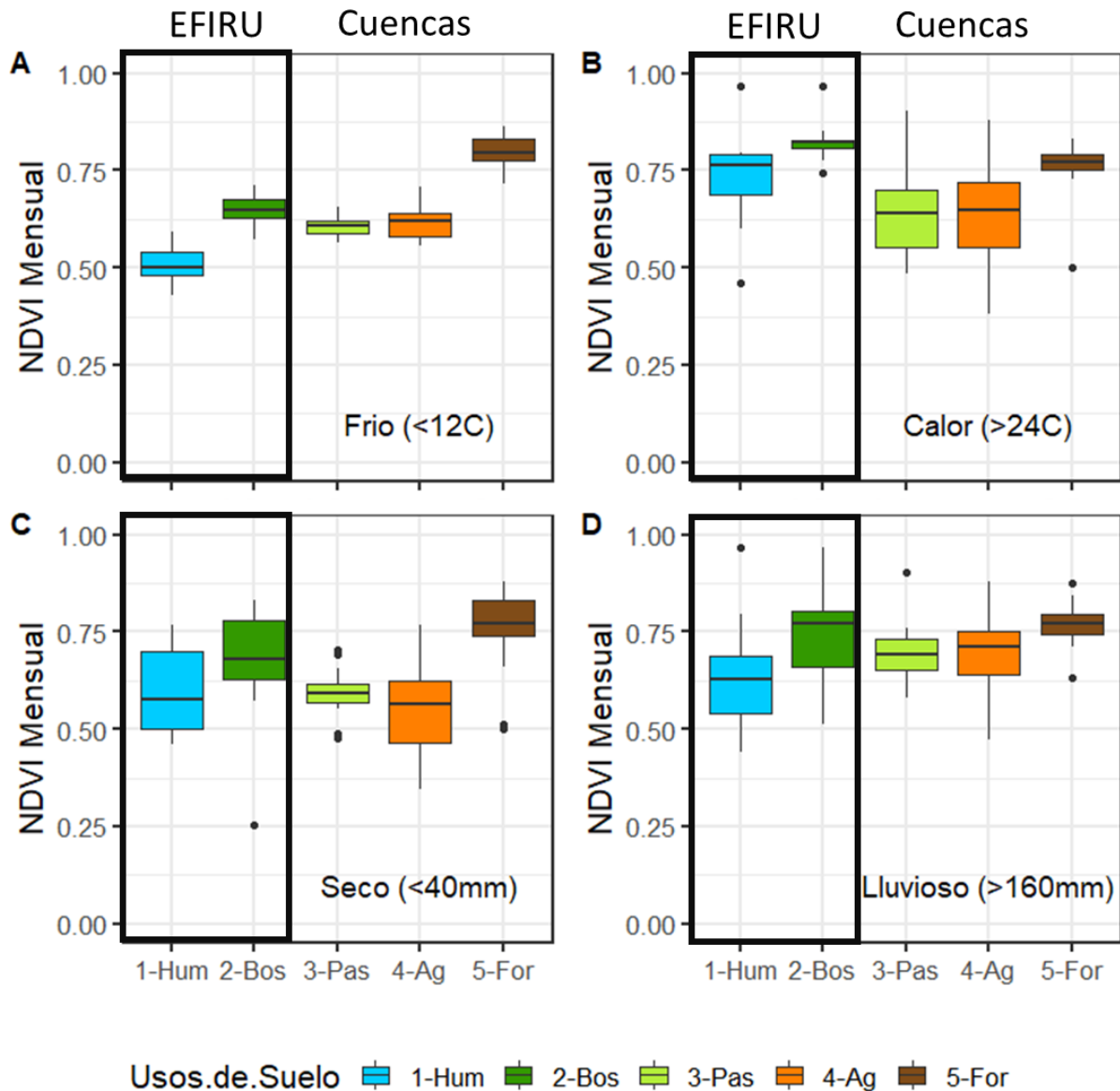


Figura 1.10 Boxplot (cuartiles – 25%, 50%, y 75%) de valores mensuales de NDVI por uso de suelo en el Área protegida (Bosque y Humedal) y en las cuencas hidrográficas del estudio (Agropecuario, Pastizal, Forestación) para A) meses fríos (promedio mensual $<12^{\circ}\text{C}$), B) meses calurosos (promedio mensual $>24^{\circ}\text{C}$); C) meses secos ($<40\text{ mm mes}^{-1}$) y D) meses lluviosos ($>160\text{ mm mes}^{-1}$).

Los resultados de NDVI bajo diferentes escenarios climáticos también resaltan los valores relativamente altos de NDVI de los pastizales inundados y bosque nativo que dominan el PNEFIRU. Los valores bajos de NDVI en meses fríos sugieren una fuerte estacionalidad en el NDVI, lo cual se observa en la plantación forestal (**Fig. 10**).

El modelo lineal estadístico para el NDVI mensual (desfasado por un mes de las variables hidroclimáticas) muestra que los valores del NDVI se ven afectados significativamente por la precipitación, la temperatura y el efecto interactivo entre la temperatura y el nivel medio mensual del agua (H.mo) del Río Uruguay (**Anexo Tabla A1**). El efecto interactivo indica que el efecto de la temperatura sobre el NDVI depende del nivel del Río. Por ejemplo, mismo en meses cálidos de verano, un aumento del nivel del río resulta en una disminución de NDVI; al contrario, cuando los niveles del Río son relativamente bajos, un aumento en temperatura mensual aumenta el NDVI. Se justifica desfasar los variables por obtener valores mas altos de R^2 con el lapso, como también por estudios previos de NDVI de bosques y su correlación con precipitación, utilizando un lapso de un mes (Lucas et al., 2017).

Entre los resultados de este análisis de variabilidad temporal de NDVI, se destaca los altos valores de NDVI en Bosque nativo y pastizal inundable, con pulsos en el NDVI $> 0,65$ con mayor frecuencia que los sistemas terrestres (e.g. Pastizal y Agropecuario). También se observa que los valores promedios no representan las diferencias en los rangos de valores de NDVI (**Fig. 1.11**), destacando los humedales como el sistema con el mayor rango de valores de NDVI por los grandes cambios en la firma espectral de luz cuando hay inundaciones (**Fig. 1.12**). Finalmente, los humedales tienen mayor NDVI cuando los niveles diarios del Río Uruguay son bajos (<1.75 m según mediciones de Fray Bentos; **Fig. 1.13**). Como mencionado anteriormente, los valores bajos de NDVI en el pastizal inundable cuando hay inundaciones es un resultado de la combinación de la firma espectral de la vegetación y el agua. Los valores de NDVI de agua pura son negativos (<0) porque el agua tiene una baja reflectancia en rojo, pero casi ninguna reflectancia de NIR

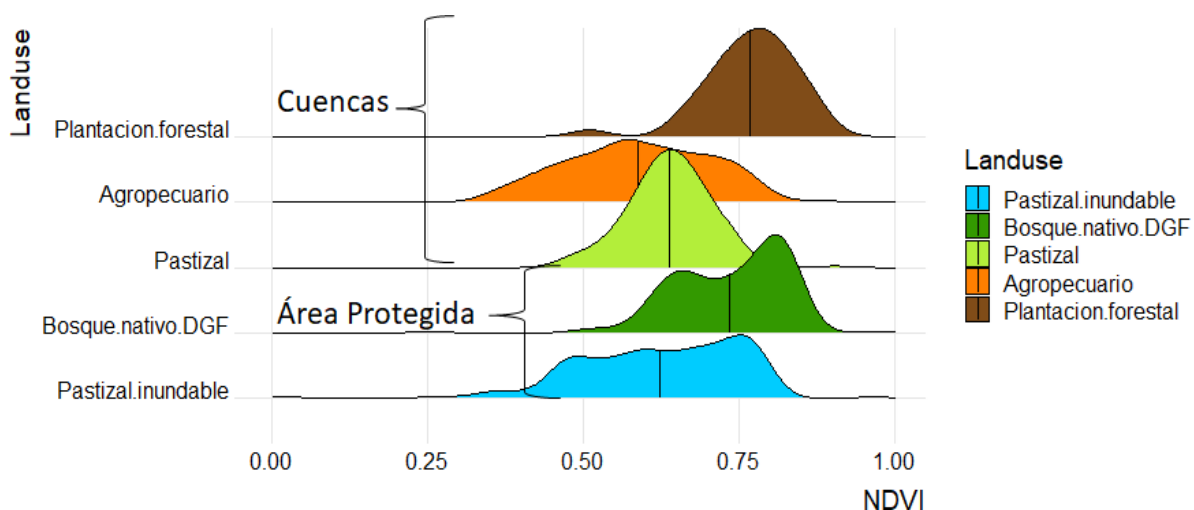


Figura 1.11. Frecuencia de valores de NDVI para el periodo 2013-2022 en las cinco coberturas de suelo, pastizal inundable (humedal), plantación forestal, pastizal (no-inundable), bosque nativo (según la capa nacional oficial de la DGF-MGAP), y agropecuario (e.g. cultivos de invierno y verano). La línea vertical indica el valor promedio mensual.

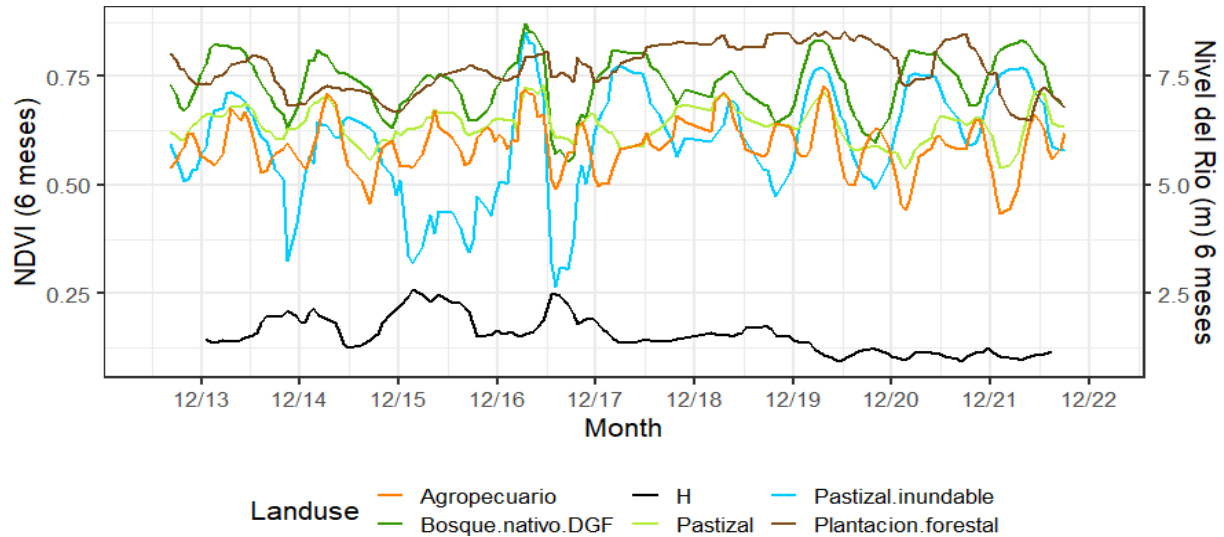


Figura 1.12. Serie temporales de valores de NDVI, suavizado por un promedio móvil de 6 meses para visualizar tendencias estacionales. En negro (eje Y a la derecha) son los valores del nivel del río Uruguay, también suavizado por un promedio móvil de 6 meses.

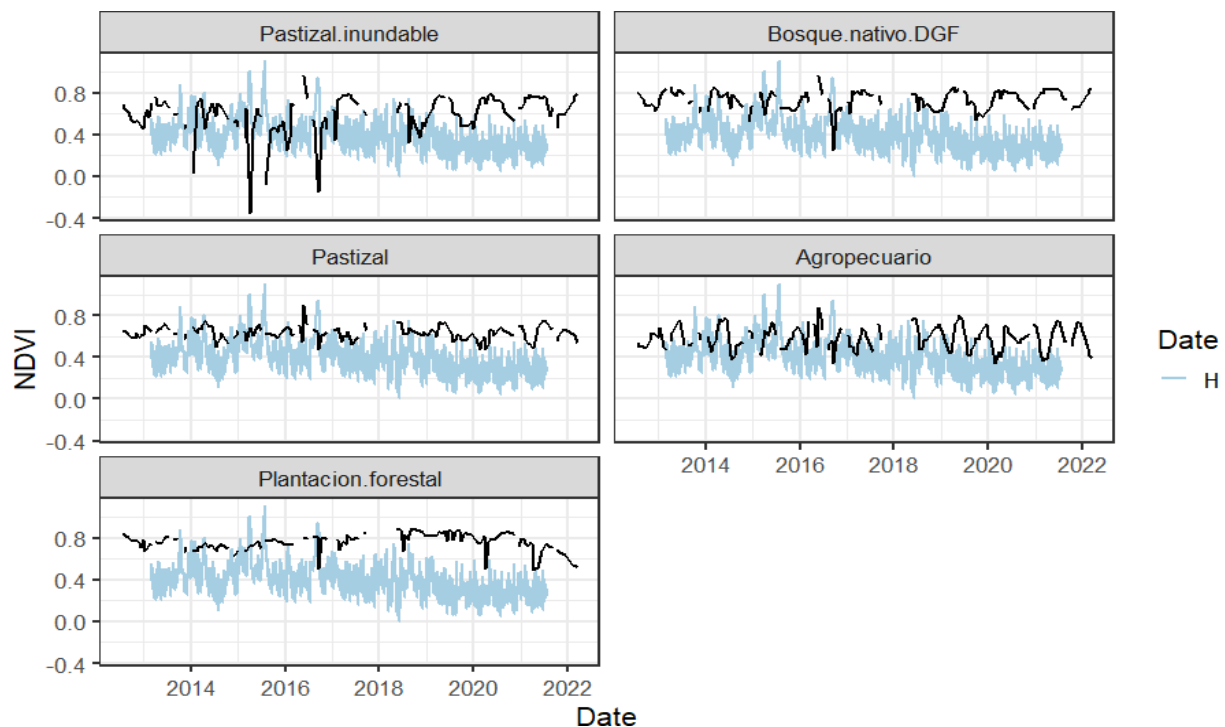


Figura 1.13. Datos crudos de valores mensuales de NDVI con datos faltantes cuando las imágenes no cumplen con los requisitos del filtro para datos de alta calidad. En azul se puede visualizar la variabilidad diaria del nivel del río Uruguay (m) en la estación Fray Bentos entre dic-2013 y abr-2022, también con datos faltantes en 2013 y a partir de 04-2022.

La relación entre NDVI y factores climáticos e hidrológicos depende de la cobertura de suelo analizado. Por ejemplo, el **NDVI está altamente relacionado con el nivel del río Uruguay**, siendo que este índice de productividad disminuye de forma exponencial cuando el Río sube (**Fig. 1.14**). Al contrario, solo con niveles del río mayor a 3.0 m, se puede observar una disminución de NDVI en el bosque nativo (**Fig. 1.14**). Semejante a los pastizales inundables, eso puede indicar el nivel del río donde hay mucha influencia del agua sobre la señal espectral de la vegetación boscosa. Una forma de evaluar si realmente los árboles sufren una disminución en PPN anual es a través de estudios de anillos de crecimiento anual, o dendrocronología. **Las clases de uso de suelo terrestres - agropecuario, pastizal y plantación forestal - no muestran una relación entre el NDVI y el nivel del río (Fig. 1.14), pero sí responden a otros factores climáticos (ver valores R^2 en Fig. 1.15).**

Es interesante observar la **estrecha relación positiva entre la temperatura del aire y el NDVI** en los sistemas dominantes del PNEFIRU - humedal y bosque nativo a escala mensual ($R^2 = 0.42$ y 0.49 , respectivamente, **Fig. 1.15**). Probablemente esté relacionado a la estacionalidad de los valores de NDVI (**Fig. 1.12**), vinculado a los ciclos de senescencia de la vegetación nativa.

En las cuencas hidrográficas que entran al PNEFIRU, la cobertura pastizal natural tiene una respuesta positiva a aumentos de precipitación ($R^2 = 0.23$) y también aumentos en el Índice de Sequía ($R^2 = 0.25$; donde valores positivos del índice indican menor sequía y más disponibilidad de agua; **Fig 1.15**).

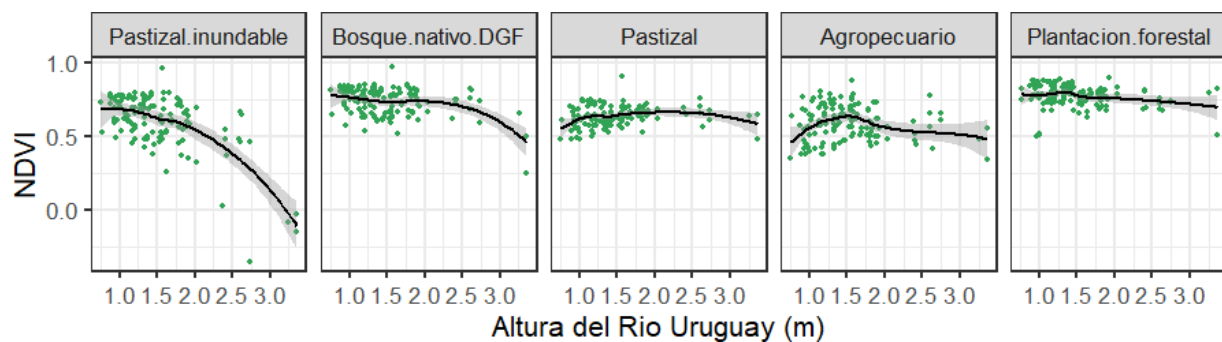
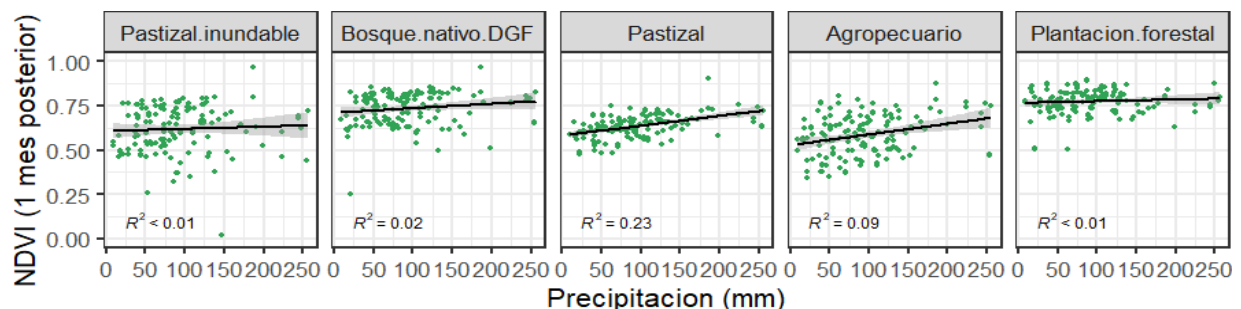


Figura 1.14. Relación entre el NDVI mensual entre 2013-2022 y el nivel promedio mensual del Río Uruguay (Fray Bentos) en el mismo periodo.



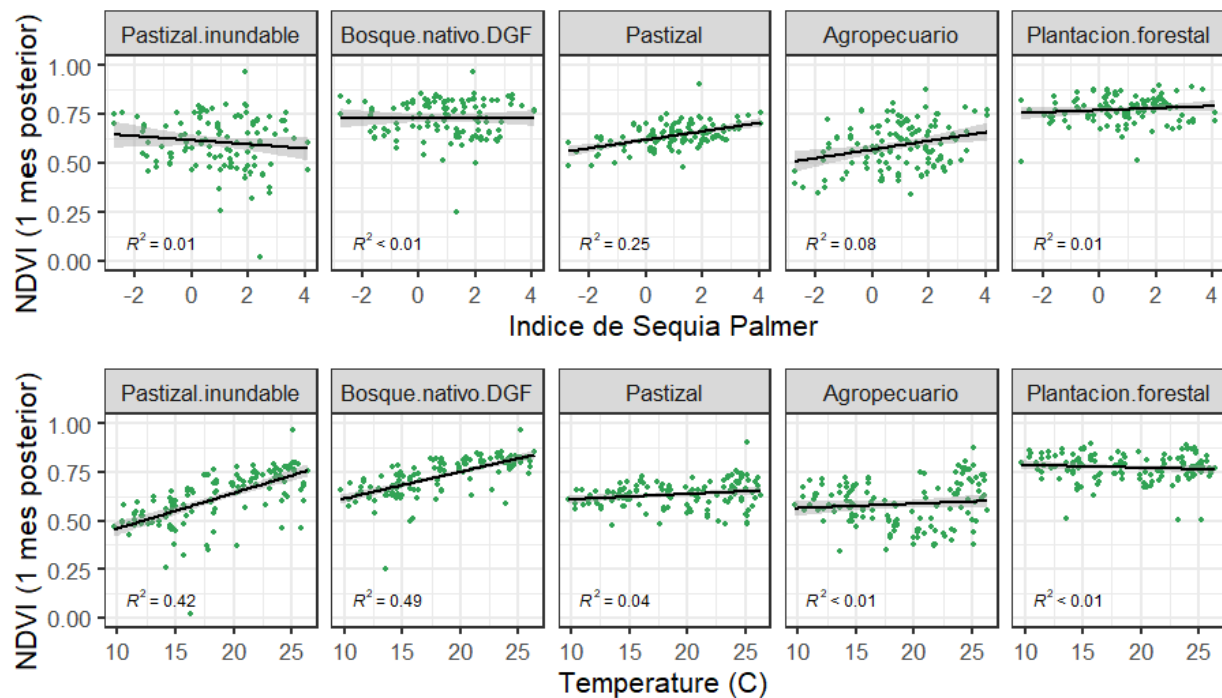


Figura 1.15. Relación entre el NDVI mensual entre 2013-2022 y el nivel promedio mensual de tres factores climáticos regionales - precipitación, Índice de Sequía Palmer, y Temperatura mensual - en el mismo periodo. Los valores R² son coeficientes de correlación Pearson.

Podría esperarse que, si bien las inundaciones extremas a escala mensual tienen un efecto negativo en la productividad, durante períodos de tiempo más prolongados pueden aumentar la productividad. Los resultados muestran que la relación negativa entre el NDVI del humedal y el nivel del agua continúa incluso en estas escalas de tiempo más amplias de 6 meses (**Fig. 1.15**).

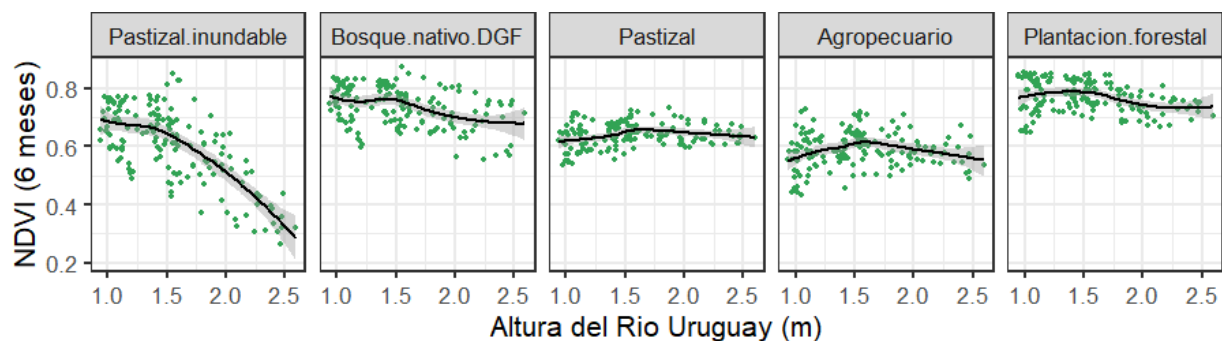


Figura 1.16. Relación entre el NDVI, entre 2013-2022 y el nivel promedio del Río Uruguay en Fray Bentos en el mismo periodo, suavizado por el promedio móvil de 6 meses.

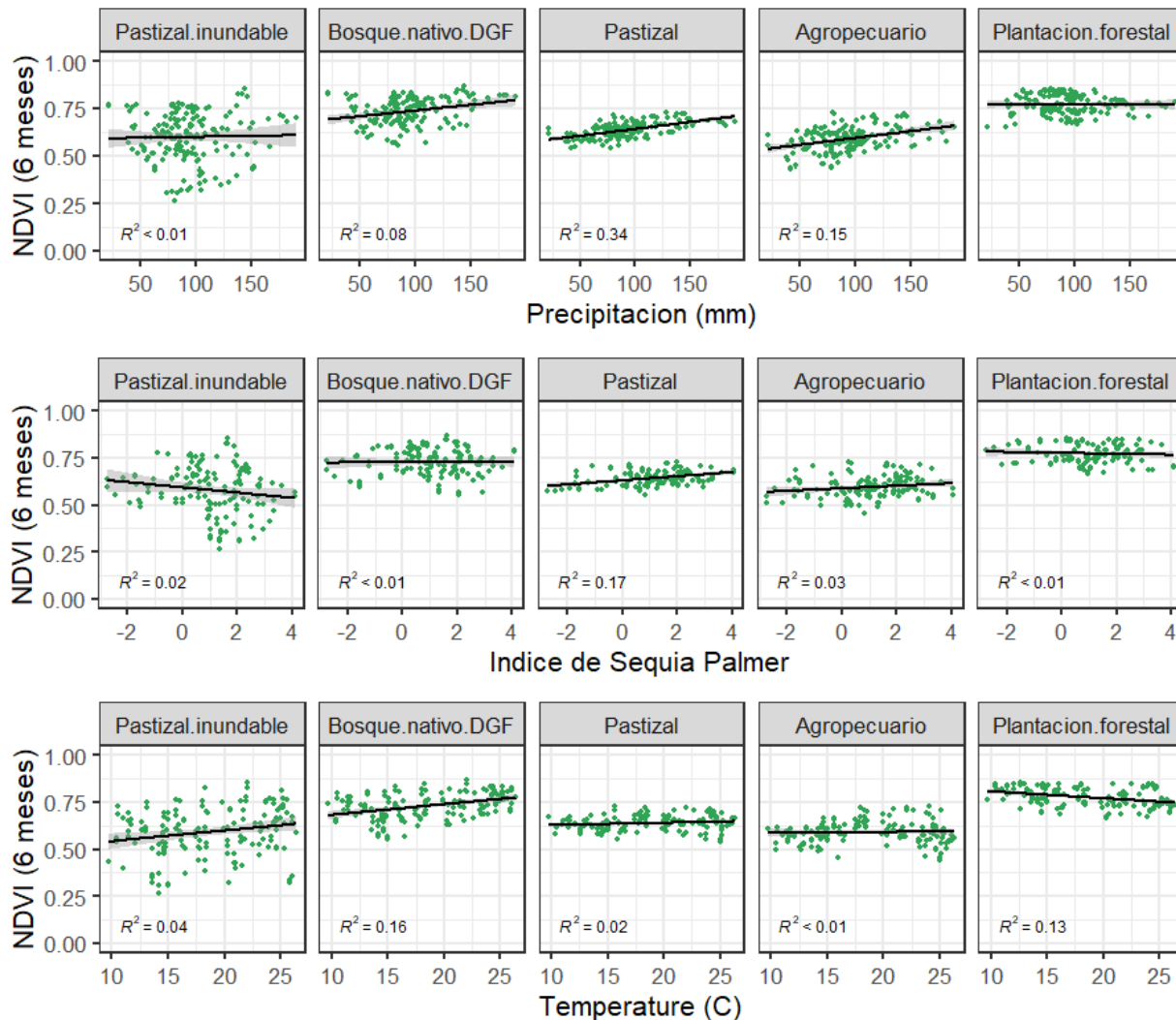


Figura 1.17. Relación entre el NDVI entre 2013-2022 y factores climáticos regionales, suavizado por el promedio móvil de 6 meses - precipitación, Índice de Sequía Palmer, y Temperatura mensual - en el mismo periodo. Los valores R^2 son coeficientes de correlación Pearson.

Visto las diferencias entre valores de NDVI de las coberturas de suelo, planteamos la pregunta de las diferencias en NDVI entre los humedales PNEFIRU y áreas terrestres (cuencas). Comparando el área protegida PNEFIRU y las cuencas adyacentes, se puede observar que en promedio, no hay diferencia significativa entre estas dos áreas. Sin embargo, las diferencias aparecen cuando evaluamos condiciones extremas del Río Uruguay. Cuando los niveles son altos ($\geq 90\%$), y hay inundaciones, los valores de NDVI son mayores en la cuenca. Sin embargo, cuando los niveles del río son bajos, el NDVI de los humedales es mayor que las cuencas (**Fig.1.18**). Estas diferencias no son menores considerando que los humedales están dominados por coberturas de vegetación natural (compuestos por especies nativas y especies exóticas) y en las cuencas, dominan coberturas de suelo de sistemas productivos intensivos.

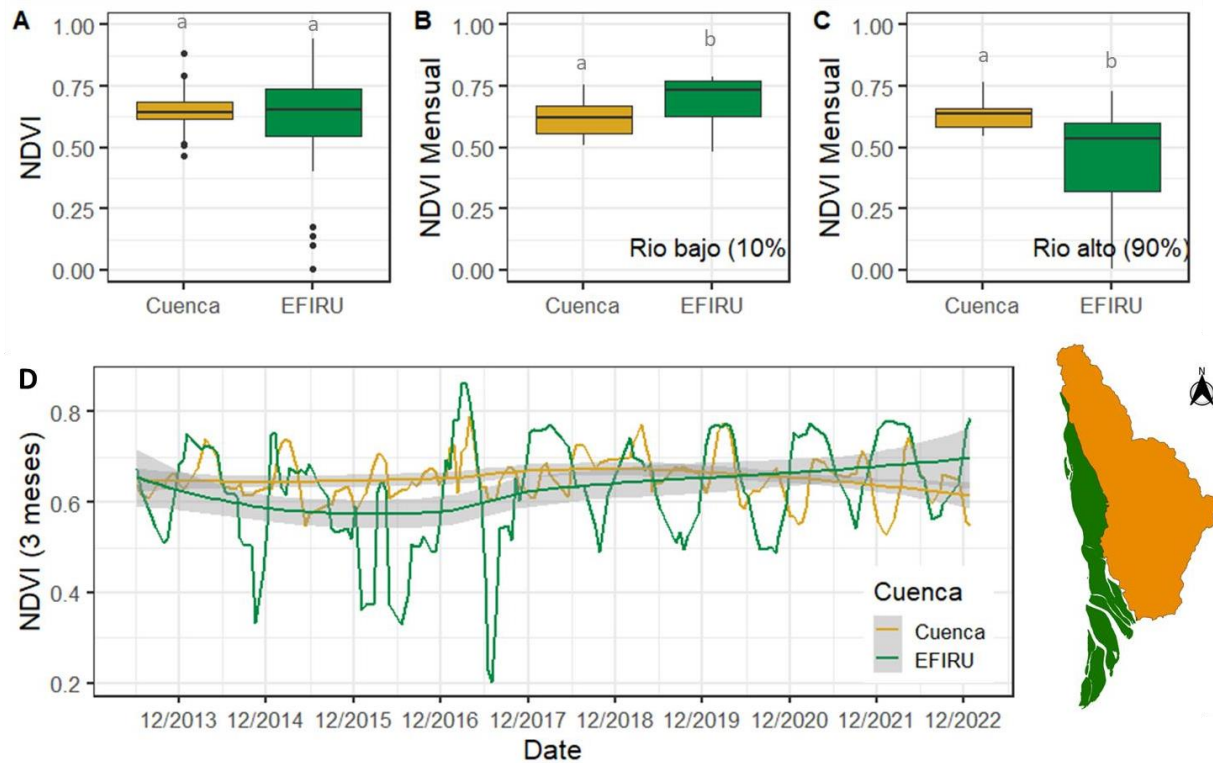


Figura 1.18. Boxplot (cuartiles – 25%, 50%, y 75%) de valores mensuales de NDVI por uso de suelo en el área protegida (PNEFIRU) y en las cuencas hidrográficas (Cuencas) para A) todos los datos, B) meses de río bajo, y C) meses de río alto. D) Serie temporales de valores de NDVI, suavizado por un promedio móvil de 3 meses para visualizar tendencias estacionales.

1.3.3. Análisis espacial de NDVI (Producto 2)

La variabilidad espaciotemporal en NDVI resulta ser un indicador de dos fenómenos relacionados al cambio climático. Como se propuso en los objetivos, el NDVI es un indicador de la productividad de la vegetación, con valores altos como un indicador de alta producción de biomasa fotosintética y por ende altas tasas de secuestro de carbono. Sin embargo, en los grandes humedales resulta interesante el NDVI también como indicador de la frecuencia y duración de inundaciones, particularmente en zonas bajas (Powell et al., 2014).

A escala anual, se observa con el mapa de NDVI promedio, las zonas de mayor índice de productividad del área protegida. El desvío estándar refleja en cuales zonas el NDVI es más o menos variable, destacando la zona centro-norte como área de alta variabilidad, como también los márgenes de las islas. El NDVI mínimo refleja los valores mínimos anuales de NDVI, aclarando que el año del valor máximo NDVI puede variar entre cuadrantes, destacando la costa del Río Uruguay y bordes de las islas con valores que superan un NDVI de 0,75 (**Fig. 1.19**).

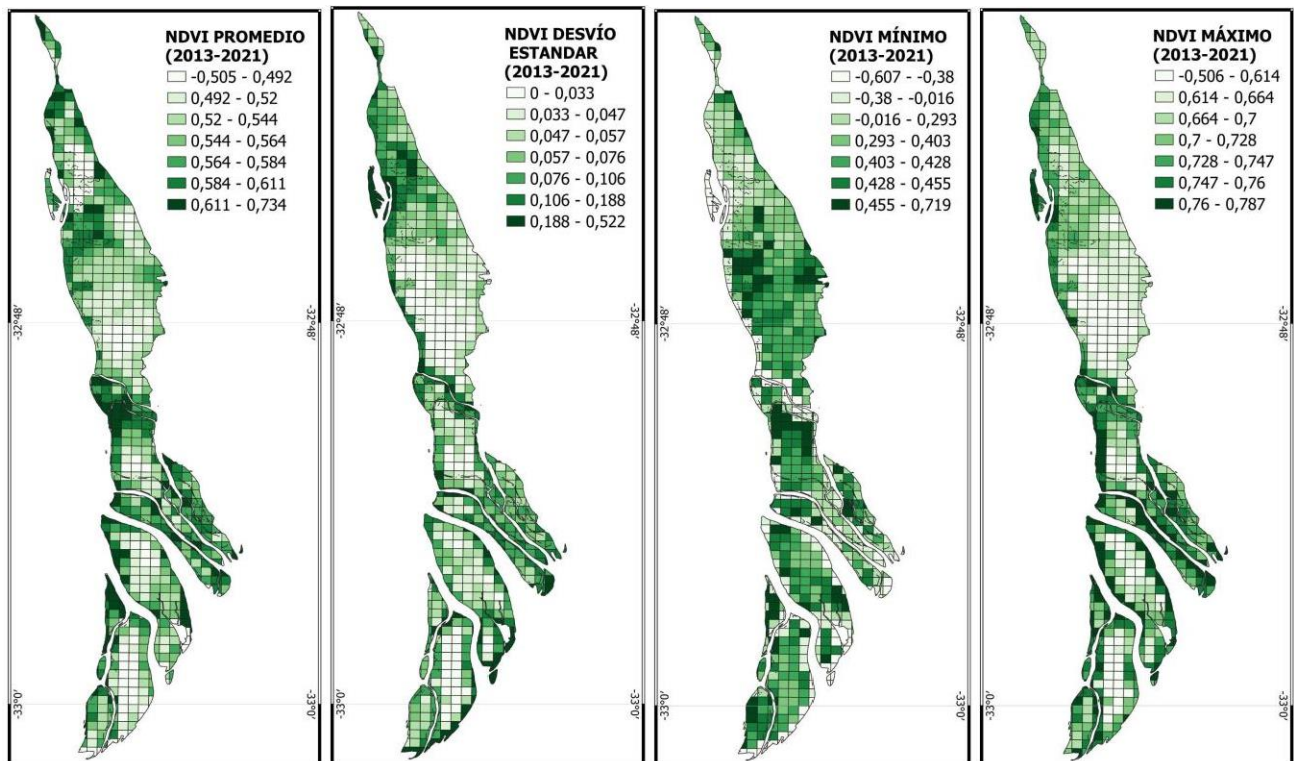


Figura 1.19. Mapa de NDVI promedio, desvío estándar, mínimo y máximo anual por cuadrículas de 500 x 500 m para el Área Protegida, PNEFIRU, entre 2013 y 2022, detallado en ANEXO.

Obj. 2. Regulación de procesos de eutrofización y carga de nutrientes en el agua

SERVICIO DE REGULACIÓN: Regulación de procesos de eutrofización y carga de nutrientes en ecosistemas de agua dulce

2.1 Antecedentes

Entre los principales impactos antropogénicos en la estructura y función del ecosistema fluvial se encuentran los impactos externos de las actividades de uso de suelo dentro de la cuenca hidrográfica (Allan, 2004; de Mello et al., 2018). Las actividades de uso de suelo dentro de la cuenca afectan la carga de nutrientes en los sistemas fluviales, un precursor de la eutrofización en los ecosistemas lóticos y lénticos de agua dulce (Dodds, 2007; Wurtsbaugh et al., 2019).

La designación y gestión de zonas de amortiguamiento ribereñas es una herramienta ampliamente utilizada para mitigar las fuentes de contaminación difusa aguas arriba en los arroyos (Lowrance et al., 1997; Sliva & Williams, 2001). La delimitación y gestión de zonas de amortiguamiento ribereñas también es una estrategia para la restauración y remediación del hábitat (Cole et al., 2020). Las zonas de amortiguamiento de ancho fijo varían según el tamaño y el caudal, como también los objetivos de gestión, incluida el control de la erosión, la gestión de inundaciones, del hábitat y la pesca y la protección de la calidad del agua (Stutter et al., 2020). Uno de los principales objetivos del manejo de la zona de amortiguamiento ribereño es la retención de nutrientes, y por lo tanto, la mitigación de la eutrofización, la erosión del suelo y la sedimentación de arroyos (Valkama et al., 2019). Se considera que estos servicios, así como la modulación de la temperatura del agua y las entradas de material orgánico, se proporcionan mediante franjas de amortiguación de ancho variable (Wenger, 1999).

2.2 Metodología

2.1 Mapeo de zonas de amortiguación ribereña

Se trabajó sobre los cursos de agua en el área y cuencas que alimentan el área protegida. Utilizando la metodología desarrollada en Mary-Lauyé y colegas (2023) publicado en la revista *International Environmental Monitoring and Assessment* donde se delimitaron zonas de amortiguación ribereñas (ZAR) en base de zonas de ancho fijo, según el tamaño del curso de agua. Dentro de las ZAR, se identifican y mapean los usos de suelo sobre los cursos de agua, a fines de evaluar la calidad de zonas de amortiguación en las microcuencas y subcuencas del área adyacente que alimenta el Área protegida. Para este trabajo se definió la ZAR de ancho fijo de 100 y 150 m sobre los cursos de agua de 1 a 3 y 4 en adelante, respectivamente.

El ancho del ZAR se estableció en base de zonas relativamente amplias para cuantificar la extensión de los usos de suelo en las zonas ribereñas. Si bien muchas políticas públicas establecen anchos de protección ribereños más limitados, que van de 5 a 70 m para grandes arroyos en los EE.UU. y Canadá (Lee et al., 2004), un promedio de 16 m para pequeños arroyos en Canadá, Finlandia y Suecia (Kuglerová et al., 2020) 15-30 m en Brasil y Chile (Moraes et al., 2014; Romero Soto et al., 2014), y 20 m para arroyos en la cuenca alta de Santa Lucía en Uruguay (SNA, 2018), consideramos 100 m para arroyos chicos (orden 1-3) y 150 m para arroyos grandes (orden 4) como el ancho focal para el mapeo de la cobertura terrestre adyacente a los arroyos de bajo orden en franjas conservativas multifuncionales (Wenger, 1999).

2.2 Mapeo de cuencas hidrográficas.

Se desarrolló el mapeo de usos de suelo en las cuencas hidrográficas que alimentan el área (Tabla 2.1), tomando tres fechas para evaluar transiciones en los usos de suelo y potenciales aumentos de la carga de nutrientes en el tiempo. Se trabajó a nivel de cuencas hidrográficas para el mapeo de cuencas, definidas por los sitios de muestreo.

Tabla 2.1. Datos de las cuencas hidrográficas focales del estudio, utilizando nombres de arroyos según la Cartografía Oficial de Uruguay (en paréntesis otros nombres utilizados). Área de la Cuenca (km²), Largo de la Cuenca (km) se midió en QGIS en base de las microcuencas en Figura 1.1. El largo del curso (km) se midió en base del largo total de los segmentos de cada curso de agua de la capa de Cursos de Agua (IDE-Uy). Área de bosque nativo se midió en base de la capa de Bosque Nativo (BN) de la DGF-MGAP. Pendiente (%) se midió en Google Earth con la Herramienta Camino (Path). Datos de las dimensiones de la cuenca del Río Uruguay de WWF HYDROSheds (Lehner et al., 2008); área de BN del Río Uruguay en base de imágenes de MODIS (Teixeira de Mello et al., En prensa).

<i>N</i> <i>Sitio</i>	<i>Cuenca</i>	<i>Área</i> <i>Cuenca</i> <i>(km²)</i>	<i>Largo</i> <i>Cuenca</i> <i>(km)</i>	<i>Largo</i> <i>Curso</i> <i>(km)</i>	<i>Área</i> <i>BN (%)</i>	<i>Pendiente</i>
1	Ao. Bote	7.1	5.4	6.05	19%	0,65%
2	Ao. San Javier	12.1	6.2	8.42	5%	0,58%
3	Ao. Isletas	19.6	8.1	9.53	6%	0,58%
4	Ao. Farrapos	9.3	7.3	8.53	11%	0,48%
5	Ao. de las Ovejas (Overa)	2.8	5.9	7.05	9%	0,69%
6	Ao. Román Chico	69.5	12.6	10.68	6%	0,53%
7	Ao. Román (cuenca alta)	45.1	15.2	20.21	10%	0,45%
8	Ao. Juanin	18.4	12.1	16.3	16%	0,42%
9	Ao. Román Grande	183	17.4	29.35	30%	0,42%
10	Río Uruguay	266.000	1120	1770	8.7%*	1,3%

*Cobertura Bosque Cerrado, excluyendo áreas de Sabanas y Arbustales (38% de la cuenca).

Para mapear la distribución de los cursos de agua y sus órdenes, se generó la red hídrica para el PNEFIRU y las cuencas hidrográficas, a partir del procesamiento del Modelo Digital de Elevación (DEM) obtenido desde el portal web de Infraestructuras de Datos Espaciales (IDEuy). La red generada fue sometida a la clasificación de orden de arroyos (Strahler, 1957), donde obtuvimos un nuevo producto que resulta en la red hídrica clasificada por orden de arroyo. Asimismo, a partir del DEM se obtuvieron las cuencas hidrográficas a una escala acorde al nivel de estudio (**Fig. 1.1**).

2.3 Monitoreo de parámetros físicoquímicos del agua

Para establecer una línea de base para la carga de nutrientes en los ecosistemas acuáticos del área de estudio, se selecciona una red de sitios (ej. 6 arroyos y 4 lagunas) para monitorear los parámetros físicoquímicos cada mes durante 6 meses. Para monitorear temperatura, pH, turbidez (NTU), conductividad eléctrica, oxígeno disuelto (DO) y sólidos disueltos totales (TDS), se utiliza un sensor multiparamétrico. Para evaluar los cambios espaciotemporales en nitrato (NO_3), amonio (NH_4), nitrógeno total (TN), fósforo total (TP) y ortofosfato (PRs), se recolecta muestras de agua de 1 L en cada sitio. Las muestras se conservan a $<4^\circ\text{C}$ y se envían al Laboratorio para la determinación de concentraciones (Lucas et al., 2022).

Se monitorea la temperatura del agua a escala horaria en cada sitio de estudio utilizando Onset HOBO Water Temperature Pro v2 Data Registrador - U22-001. Los datos de temperatura son evaluados para determinar ocurrencia y duración de temperaturas extremas en los cuerpos de agua, particularmente temperaturas establecidas como un factor de estrés para peces y organismos acuáticos objetos de conservación (ej, temperaturas mayores a 30°C o menor a 10°C , tanto en arroyos como sistemas lénticos de lagunas o humedales con inundación).

2.4 Comentarios generales

El análisis de la química del agua realizado por investigadores en sitios fuera del área protegida ha resultado en el planteo de algunas preguntas desde el público general sobre el objetivo del trabajo y el uso y la distribución de estos datos. Los parámetros medidos aquí son parámetros estándar para evaluar la calidad del hábitat para la conservación de la biodiversidad, así como los servicios ecosistémicos de retención de nutrientes. Los niveles de nutrientes en los cuerpos de agua es un parámetro estándar común para evaluar el estado trófico en arroyos y ríos en Uruguay, así como en el resto del mundo. No obstante, se recomienda la devolución a las comunidades de los datos obtenidos sobre la química del agua, como una prioridad para la segunda etapa de este proyecto.

Dada la sequía severa en la región en enero 2023, se encuentran los arroyos mayormente secos, sin caudales, por ende, se suspendió el monitoreo de enero 2023 para febrero luego de las primeras lluvias. Puede ser deseable hacer un mejor uso de los recursos disponibles distribuyendo algunos de los sitios de muestreo a cuerpos de agua dentro del área protegida. Si bien la topografía y la dinámica hidrológica de los Esteros es complicada para comprender las fuentes de aguas en el área, puede ser de interés para el avance del proyecto redistribuir algunos sitios para incluir ubicaciones clave dentro del área protegida, en colaboración con el equipo de SNAP.

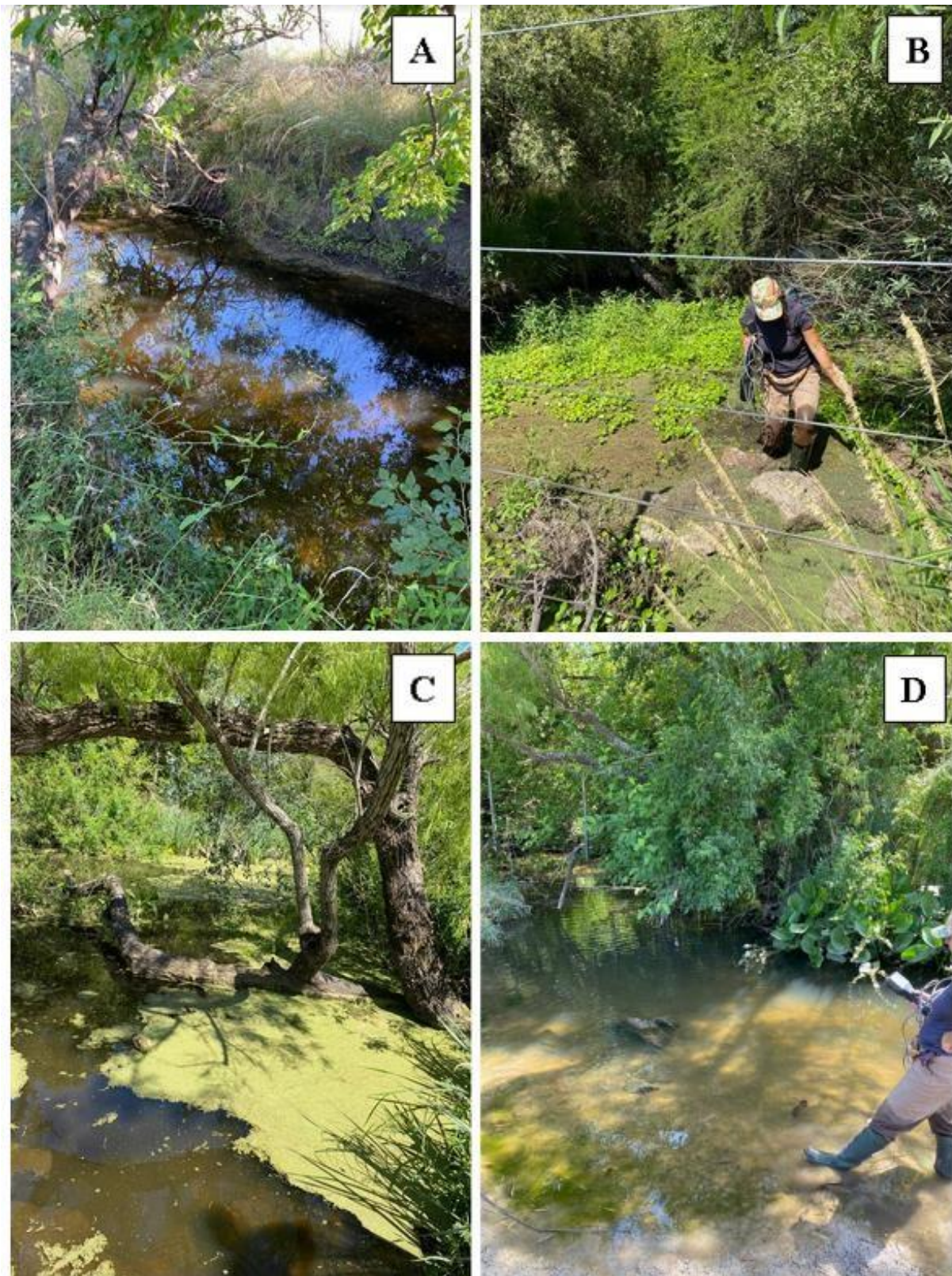


Figura 2.1. Fotografías tomadas en instancias de muestreos de los diferentes arroyos que se encuentran en estudio de calidad de agua. **A.** A° San Javier, **B.** A° de las Ovejas (Overa), **C.** A° La Isleta, **D.** A° Román chico, **E.** A° Farrapos, **F.** A° Juanin, **G.** A° Román, **H.** Río Uruguay.



Figura 2.1. Fotografías tomadas en instancias de muestreos de los diferentes arroyos que se encuentran en estudio de calidad de agua. **A.** A° San Javier, **B.** A° de las Ovejas (Overa), **C.** A° La Isleta, **D.** A° Román chico, **E.** A° Farrapos, **F.** A° Juanin, **G.** A° Román, **H.** Río Uruguay.

2.3 Resultados Objetivo 2

El mapeo de usos de suelo, junto con el mapeo de los suelos, pendiente y otros factores geomorfológicos, es parte del proceso de la evaluación de retención de nutrientes, riesgo de erosión o ‘pérdida’ de suelos y protección de los recursos hídricos. Entre los resultados de este componente, el mapeo de usos de suelo a escala de cuencas es una de las capas necesarias para evaluar posibles fuentes de nutrientes y riesgo de erosión del suelo, particularmente por la cobertura vegetal. Entre los resultados, se destacan el alto porcentaje de área de cultivos (“Agropecuaria”) a 34% del área total de estudio (**Fig. 2.2**) como también el área de “formación forestación cerrado” en 27%. Esta cifra cambiaría si se excluye la sección continental del área protegida o solo incluir el bosque nativo según la DGF (**Fig. 1.3**), sin embargo, es evidente que el bosque ribereño es una cobertura importante en este paisaje.

2.3.1 Delimitación de cuencas hidrográficas que desembocan en el área continental.

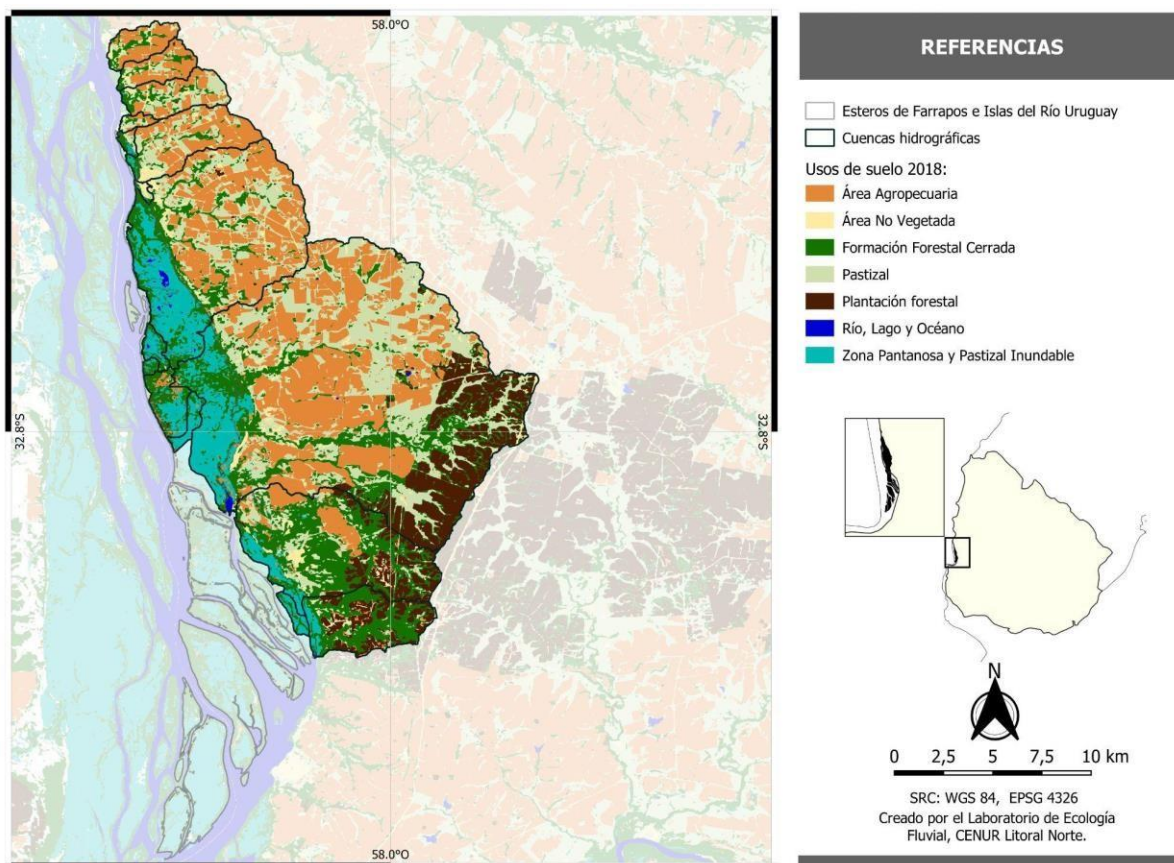


Figura 2.2. Mapa del área de estudio de cuencas hidrográficas, indicando con borde gris oscuro la localización del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay y las cuencas hidrográficas que alimentan el área, con las diferentes coberturas de usos de suelo asociadas a las mismas para el año 2018.

Tabla 2.2. Área total de coberturas de suelo, para los años 2001, 2011, y 2018, en las cuencas hidrográficas que drenan hacia el área continental del área protegida Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Datos presentados en km² y porcentaje del área total de 414 km².

	2001	2011	2018	Cambio	2001	2011	2018
Área Agropecuaria	140,39	128,7	128,18	-12,21	34%	31%	31%
<i>Pastizal</i>	64,18	72,64	96,19	32,01	16%	18%	23%
Formación Forestal	109,84	98,47	92,36	-17,48	27%	24%	22%
<i>Cerrada</i>							
<i>Plantación Forestal</i>	35,77	64,86	46,61	10,84	9%	16%	11%
Zona Pantanosa y pastizal inundable	43,96	31,94	38,3	-5,66	11%	8%	9%
Área No Vegetada	19,27	9,02	11,13	-8,14	5%	2%	3%
Ríos, Lagos y Océanos	0,34	8,13	0,96	0,62	0%	2%	0%
	414	414	414				

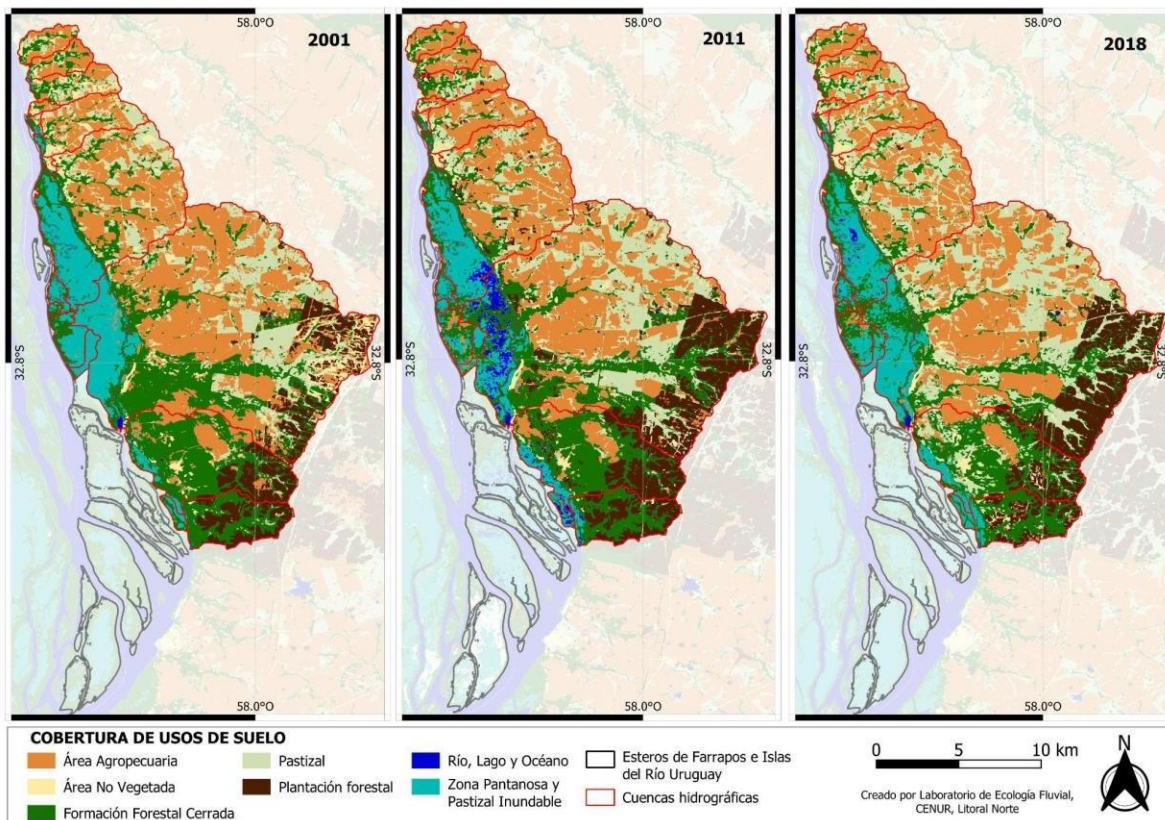


Figura 2.3. Mapas del área de estudio, indicando en gris oscuro la localización del Parque Nacional PNEFIRU y las cuencas hidrográficas que alimentan el área, con las diferentes coberturas de usos de suelo asociadas a las mismas para los años 2001, 2011 y 2018.

2.3.2 Delimitación de zonas de amortiguación ribereñas y evaluación de usos de suelo (Producto 3)

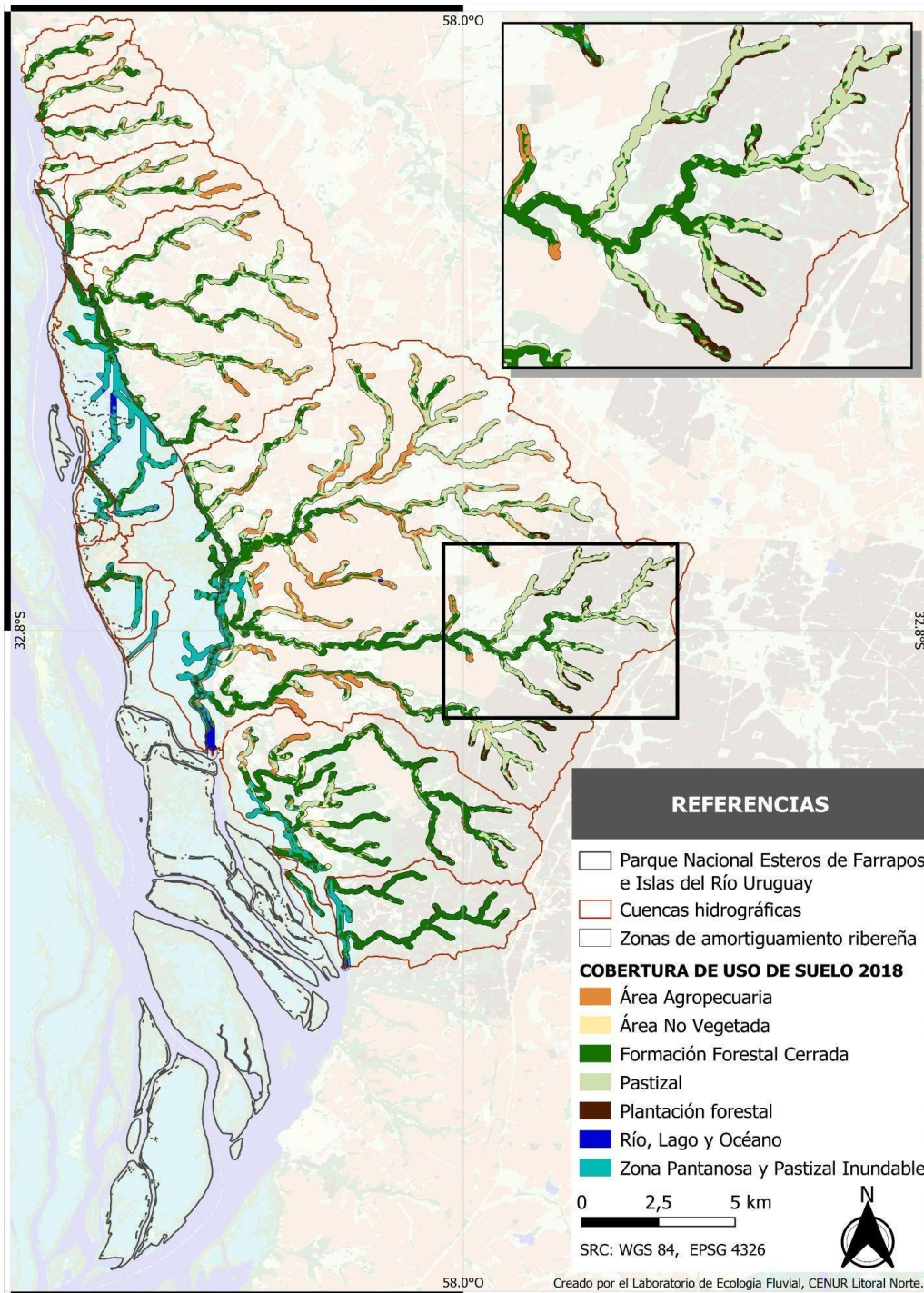


Figura 2.4. Mapa de las zonas de amortiguación ribereñas (ZAR de 100 m y 150 m, usos de suelo contenido dentro de las ZARs para el año 2018. Cuencas hidrográficas que desembocan en el área, cursos de agua ordenados categóricamente por el método Horton-Strahler (1957).

La delimitación de zonas ribereñas de ancho fijo muestra cuales son las actividades dentro de las zonas que se puede usar como herramientas de gestión para proteger la calidad de agua. Sin embargo, la zona ribereña de ancho fijo es una herramienta de conservación y gestión, no necesariamente refleja la extensión espacial de suelos o vegetación inundable. Respecto al ancho adecuado, no existe un único ancho fijo deseable, sino que depende de factores biofísicos (pendiente, suelos, zonas inundables), los objetivos del manejo y uso del agua, como también factores socioeconómicos (costos de protección, intensidad de usos en la cuenca, etc.) . Considerando una zona de amortiguación ribereña de ancho fijo de 100 m sobre cursos de orden 1-3 y de 150 m sobre cursos de orden 4, mapeamos 80,4 km² de zonas de amortiguación con usos de suelo en 2001, 2008 y 2018.

Se destaca como resultado la dominancia de la formación forestal (bosques y otras formaciones de especies leñosas; 35%), pastizales (25%) y, en menor porcentaje (10%) la cobertura agropecuaria. Aunque es reconocido el bosque por su servicio de retención de nutrientes, estos resultados indican que además se debería considerar el aporte de los pastizales en amortiguación de impactos terrestres, particularmente si un tercio de la zona ribereña es pastizal terrestre o pastizal inundable (**Tabla 2.3**).

Tabla 2.3. Cobertura en km² de usos de suelo (MapBiomias) dentro de zonas de amortiguación ribereñas de 100 m y 150 m para los órdenes 1 a 3 y 4, respectivamente, clasificado para 2001, 2011, y 2018.

USO DE SUELO	2001	2011	2018	2001	2011	2018
	Área (km ²)			Porcentaje		
<i>Formación Forestal Cerrada</i>	40.56	36.09	34.66	50%	44%	43%
<i>Pastizal</i>	12.24	17.26	24.26	15%	21%	30%
<i>Área Agropecuaria</i>	16.66	12.6	10.14	20%	15%	12%
<i>Zona Pantanosa y pastizal inundable</i>	8.56	8.42	8.78	11%	10%	11%
<i>Plantación Forestal</i>	1.06	4.31	1.56	1%	5%	2%
<i>Área No Vegetada</i>	2.04	1.23	1.47	3%	2%	2%
<i>Ríos, Lagos y Océanos</i>	0.3	1.53	0.58	0%	2%	1%
TOTAL	81.42	81.44	81.45			

Un futuro análisis de este proyecto es la comparación entre los niveles de nutrientes y los usos de suelo en la cuenca hidrográfica y en las zonas de amortiguación. En este informe de avance, mostramos el mapeo de cuencas y zonas ribereñas de ancho fijo para continuar con la correlación con los niveles de fosforo y nitrógeno.

Cabe mencionar que la IDE-Uy también se dispone y será utilizada como insumo para este trabajo de una capa nacional de “áreas húmedas” junto con la capa de cursos de agua utilizada en este trabajo (**Fig. 1.1**). Esta capa, como la de bosque nativo de la DGF, son aportes para evaluar potenciales zonas de retención de nutrientes.

En este momento en el proyecto, se ha cumplido con tres de los seis monitoreos de parámetros fisicoquímicos del agua en 10 sitios. Aunque no tenemos resultados suficientes para análisis de diferencias entre sitios, se puede observar un amplio rango de valores de oxígeno disuelto desde 3.9 hasta 9.7 mg/L, mostrando tanto escenarios de oxígeno relativamente bajo hasta valores que sugieren sobresaturación (ej. Porcentaje Saturación de Oxígeno Disuelto (SO₂) = 116%). La variabilidad en valores también está relacionada con la hora de muestreo de cada sitio, donde puede tener la tendencia de medir niveles de oxígeno más bajos en la mañana y más altos, hasta sobresaturadas, en la tarde. Se espera que para el mes de febrero estén disponibles los resultados de concentraciones de Nitrógeno y Fósforo en los mismos sitios.

Tabla 2.4. Valores promedios con desvío estándar (\pm DE) de parámetros fisicoquímicos de los cursos de agua del estudio, incluyendo Temperatura (T), Oxígeno Disuelto (OD) en mg/L, Porcentaje Saturación de Oxígeno Disuelto (SO₂), pH, Conductividad en mS/cm, y Sólidos Totales Disueltos (STD) g/L. Los datos del Río Uruguay - Nuevo Berlín, Margen Izquierda (RUY-NB) son de noviembre 2018 (CARU, Comisión Científica 2019), mientras que se solicita datos actuales no publicados de CARU de 2022-2023.

N	Sitio	T (°C)	OD (mg/L)	SO ₂ (%)	pH	Cond (mS/cm)	STD (g/L)
1	BOTE	17 \pm 5	6.0 \pm 3.8	61 \pm 36	7.27 \pm 0.06	0.718 \pm 0.097	0.474 \pm 0.073
2	SJAV	18 \pm 5	4.6 \pm 2.9	46 \pm 28	7.13 \pm 0.09	0.716 \pm 0.058	0.462 \pm 0.041
3	ISLE	17 \pm 4	3.9 \pm 2.6	39 \pm 25	7.33 \pm 0.30	0.649 \pm 0.019	0.413 \pm 0.015
4	FARR	10 \pm 9	5.0 \pm 1.6	50 \pm 12	7.21 \pm 0.33	0.310 \pm 0.066	0.203 \pm 0.042
5	OVER	19 \pm 6	4.2 \pm 2.9	44 \pm 33	7.30 \pm 0.14	0.249 \pm 0.022	0.161 \pm 0.015
6	ROMC	18 \pm 6	7.0 \pm 2.5	74 \pm 19	7.38 \pm 0.01	0.573 \pm 0.017	0.367 \pm 0.011
7	ROMG	23 \pm 7	6.2 \pm 0.1	73 \pm 7	7.80 \pm 0.20	0.579 \pm 0.006	0.370 \pm 0.004
8	JUAN	23 \pm 3	9.7 \pm 1.8	116 \pm 27	7.71 \pm 0.04	0.541 \pm 0.116	0.348 \pm 0.071
9	ROMD	21 \pm NA	7.2 \pm NA	83 \pm NA	7.78 \pm NA	0.108 \pm NA	0.070 \pm NA
10	RUY-NB*	22,7	8,06	93	7,52	0.067	0.088

*CARU, Comisión Científica 2019. Plan de Monitoreo Integral del Río Uruguay para todo el tramo compartido. Subprograma 1. Monitoreo de la Calidad de Agua Sedimento y Biota en el Río Uruguay.

Obj 3. Evaluación del albardón y definición de zonas de vulnerabilidad e identificación de lineamientos para la restauración.

Beatriz Sosa¹, Federico Rodriguez¹, Yennifer Feo², Gabriela Fernández¹, Marcel Achkar¹

¹Laboratorio de Desarrollo Sustentable y Gestión Ambiental del Territorio Facultad de Ciencias.

²Departamento de Metodología de la Investigación. Facultad de Información y Comunicación.

Vulnerabilidad del albardón costero del área continental del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del río Uruguay y orientaciones para su conservación y restauración.

Los sistemas riparios son uno de los ecosistemas más vulnerables a nivel mundial (Davidson, 2014). La alteración en el régimen fluvial mediada por canalización, dragado, construcción de represas, sistemas de riego y desvíos por extracción de agua para su uso constituyen sus principales amenazas (EEM, 2005). En un sistema ya alterado, la llegada y establecimiento de especies exóticas invasoras constituyen otro factor relevante que ocasiona homogeneización y pérdida de la biodiversidad nativa, alterando los procesos ecosistémicos clave, como la captación de agua, la infiltración y la evaporación (Richardson & Thuiller, 2007). También es reconocido el rol relevante de la vegetación sobre el ambiente físico, en este contexto la investigación geomorfológica se ha extendido ampliamente fundamentalmente en ambientes costeros, fluviales y riparios (Viles, 2020) siendo los efectos de las especies invasoras como agentes biogeomorfológicos ampliamente reconocidos (Fei et al., 2014). Por tal motivo, resulta relevante comprender las relaciones existentes entre los procesos ecológicos y el ambiente físico de los sistemas riparios a los efectos de orientar su conservación (Vaughan et al., 2009).

En este marco se destaca la importancia de la estructura geomorfológica sedimentaria del albardón que es condicionada por la dinámica de los procesos de deposición–erosión fluvial y vegetación asociada. Esta geoforma cumple la funcionalidad de contención en los procesos de dinámica fluvial (Cayssials et al., 2022) dado su condición de ecotono entre el sistema fluvial y los humedales de la planicie de inundación. La integridad biofísica del albardón mantiene la estabilidad interna de resiliencia y productividad del humedal. Su geomorfología cumple un importante rol en el sistema de drenaje del humedal hacia el río y del río al humedal, protección del humedal a los eventos de crecida y aportes provenientes principalmente del Río Uruguay (Cayssials et al., 2022). Presenta relación estrecha con el monte ribereño asociado (también llamado bosque ripario) que constituye un importante corredor biológico para flora y fauna de zonas aledañas (SNAP, 2008). La cobertura vegetal contribuye a la contención del albardón de composición edáfica de sedimentos arenosos y areno-limoso no consolidados sometidos a procesos de erosión y redeposición en forma permanente por la dinámica fluvial (Cayssials et al., 2022) y a la dinámica diferencial al presentar discontinuidad sistémica de la vegetación.

Una de las principales amenazas para la conservación identificadas en los Humedales de Farrapos lo constituye la conservación del albardón. Este patrón erosivo presenta un fuerte patrón norte-sur siendo las áreas de la zona norte quienes presentan los niveles de erosión más elevados (DINAMA, 2014). Como posibles causas desencadenantes de este proceso se han identificado la alteración del régimen hídrico y el avance de la invasión de la especie invasora *Gleditsia triacanthos*. Esta invasora

presenta un fuste erecto diferenciándose de la estructura fustal de las especies nativas que tienden a formar un entramado en el borde del albardón que actuaría frenando la velocidad de la corriente limitando por tanto su poder erosivo. La estructura fustal de la invasora no brinda esta protección al albardón por lo que el poder erosivo de la corriente sería mayor en las zonas invadidas.

Este trabajo se presenta con el objetivo de caracterizar el estado de vulnerabilidad del albardón con énfasis en las relaciones entre los procesos hidrológicos (deposición-erosión) y el avance del proceso invasivo de *G. triacanthos*.

3.1 Objetivos específicos del Objetivo 3

Objetivo 3: Caracterizar el estado de vulnerabilidad del albardón para generar orientaciones sobre posibles líneas de conservación y restauración.

Objetivo específico 1. Caracterizar la evolución del régimen de deposición-erosión en el área costera continental del Parque Nacional Esteros de Farrapos.

Objetivo específico 2. Caracterizar el régimen de inundaciones.

Objetivo específico 3. Caracterizar el avance del proceso erosivo. Describir el estado actual del albardón y compararlo con la línea de base.

Objetivo específico 4. Analizar la correlación espacial entre el avance del proceso invasivo de *G. triacanthos* y la erosión en el albardón.

Objetivo específico 5. Elaborar orientaciones para su restauración y conservación.

1- Caracterización de la evolución del régimen de deposición-erosión en el área costera continental del Parque Nacional Esteros de Farrapos.

3.1.1 Metodología

Conforme a lo definido en el proyecto la caracterización del régimen de deposición-erosión se realizó contrastando el patrón de deposición-erosión de las fotografías aéreas del vuelo de 1966 con las imágenes satelitales actuales. Para realizar esta caracterización es necesario obtener imágenes comparables en relación al nivel del río. El nivel del río en el área protegida al momento de la toma de la fotografía de 1966 no se conoce por tanto se identificaron puntos sobre la fotografía aérea que permitieran comparar el nivel del río con las imágenes actuales. Los puntos seleccionados se ubicaron sobre la planta urbana en las localidades de San Javier y Nuevo Berlín ya que constituyen las áreas con mayor estabilidad y por tanto las diferencias visualizadas estarían vinculadas fundamentalmente a variaciones en el nivel del río. Luego de realizar la mencionada comparación se seleccionó la imagen de enero de 2017 con una resolución de 0,5m obtenida del mapa base de ESRI Satellite en QGIS v 3.16 por ser la que presentó menos diferencias en relación a la foto aérea. (**Figura 3.1**).

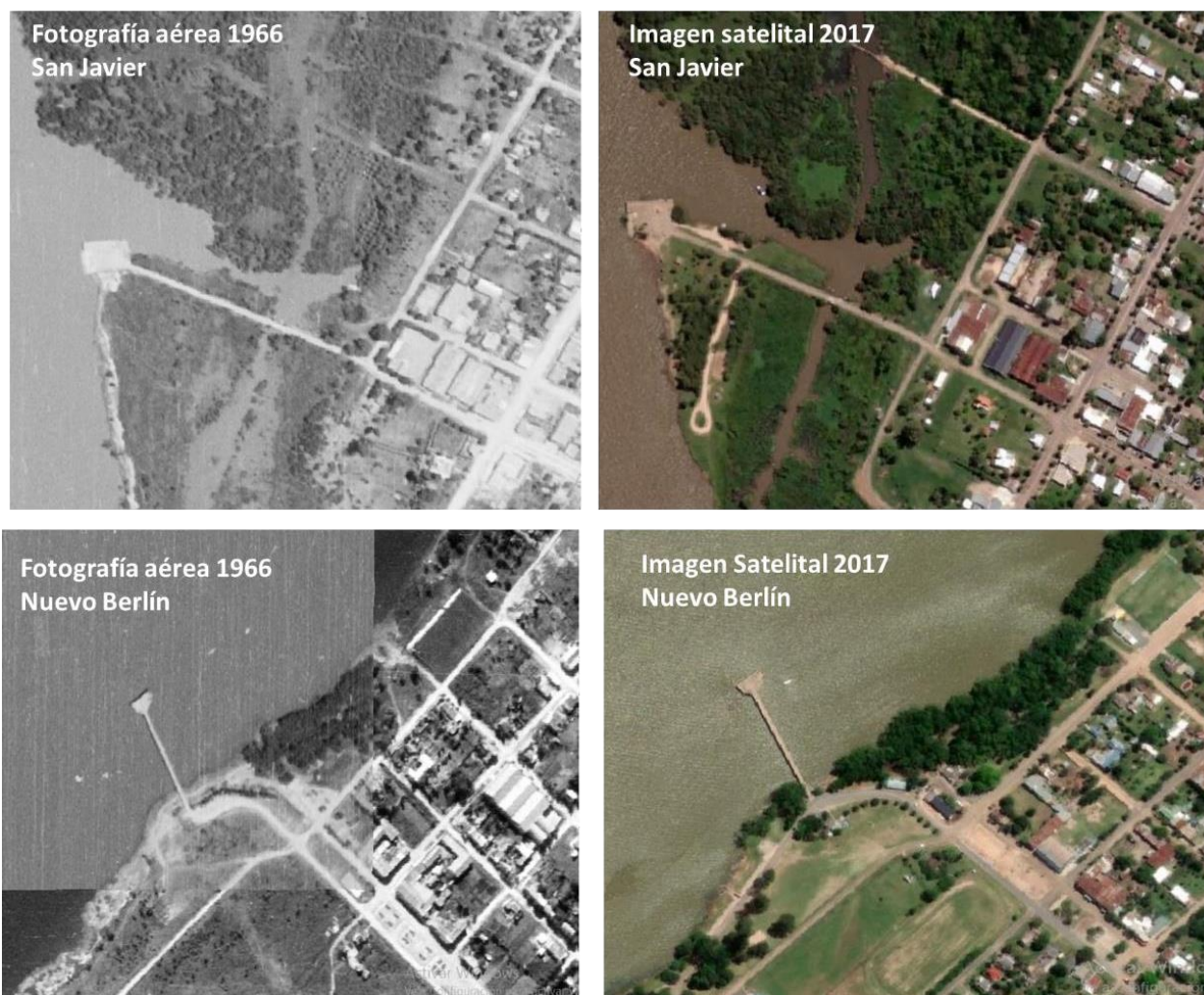


Figura 3.1. Comparación entre la foto aérea de 1966 y la imagen satelital de 2017 en las localidades urbanas de San Javier y Nuevo Berlín.

Las áreas de erosión se identificaron superponiendo la imagen de 2017 sobre la foto aérea; alternativamente las áreas de deposición se visualizaron superponiendo la foto aérea sobre la imagen de 2017 (**Figura 3.2**). Este análisis se realizó mediante escala fija en pantalla 1:2.500. Los tramos de erosión y deposición así identificados fueron digitalizados elaborando la cartografía de erosión-deposición en el área costera continental del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del río Uruguay para el período analizado.

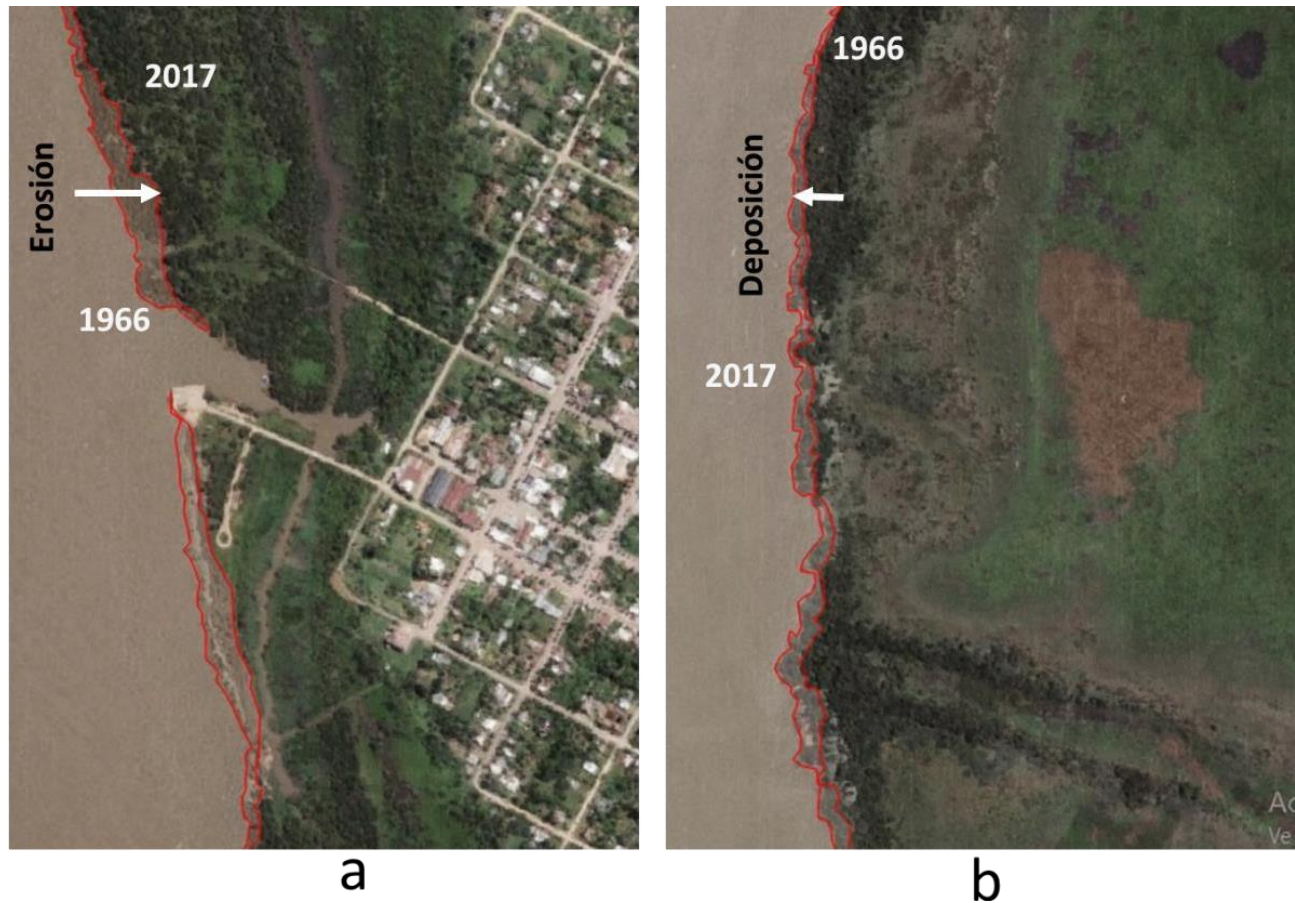


Figura 3.2. Identificación de áreas de erosión y deposición en el tramo costero continental del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. (a) Identificación de áreas de erosión. Superposición de imagen satelital de 2017 sobre foto aérea de 1966. (b) Identificación de áreas de deposición. Superposición de foto aérea de 1966 sobre imagen satelital de 2017.

Se analizó la relación entre el ancho del canal y las áreas de deposición erosión identificadas. El tramo del canal fluvial correspondiente al Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del río Uruguay está dividido por un sistema de islas (**Figura 3.3a**) por tanto es razonable considerar como ancho del canal a la distancia comprendida entre el sistema de islas y el área costera continental. Para medir esta distancia se dispusieron cada 500 metros un total de 45 transectos sobre la imagen satelital y se midió el largo de cada uno de ellos (**Figura 3.3b**). La relación entre el estado del albardón y el ancho del canal se analizó mediante curvas de regresión logística donde el estado del albardón constituyó la variable dependiente y el ancho del canal la variable independiente.

Los análisis espaciales se realizaron utilizando el software libre QGIS v 3.16; las curvas de regresión se realizaron en el programa SPSS v23.



Figura 3.3. Canal fluvial en el tramo de estudio. (a) Sistemas de islas dividiendo al canal fluvial (b) Disposición de transectos para medir el ancho del canal desde el sistema de islas hasta el área costera continental del PNEFIRU.

3.1.2 Resultados

El área de erosión identificada en el marco temporal analizado fue de 143.711 m². El área de deposición registrada fue de 163.913 m². Cabe resaltar que la superficie total depositada supera solo en 20.000 m² a la superficie erosionada; esta diferencia está asociada fundamentalmente al área de deposición en la zona de spit. En relación con el patrón de deposición-erosión se identificaron cinco zonas: En la **zona 1**, que se extiende desde Puerto Viejo hasta el límite norte del área protegida alternan áreas de erosión y deposición. La **zona 2** abarca el tramo comprendido entre Puerto Viejo y la desembocadura del arroyo Farrapos; consta principalmente de áreas con procesos erosivos. En la **zona 3** predominan los procesos de deposición que se extienden desde la desembocadura del Arroyo Farrapos hasta la mitad norte de la isla Colón Grande. La **zona 4** que se extiende frente a la mitad sur de la isla Colón Grande se caracteriza por la presencia de procesos erosivos. En la **zona 5** que se extiende hasta la desembocadura del arroyo Román se identifican áreas de erosión y deposición, pero con predominio de áreas de deposición (**Figura 3.4**).

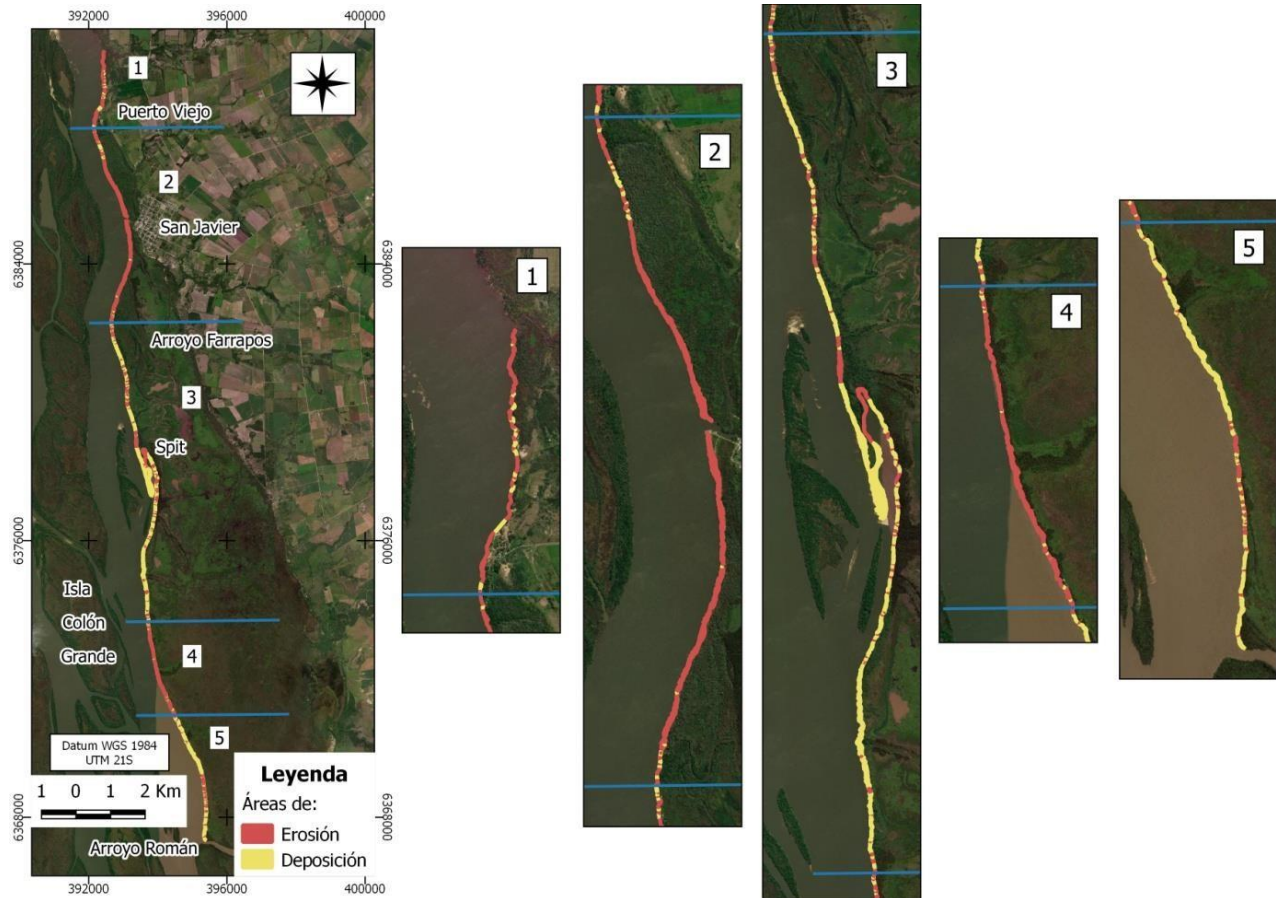


Figura 3.4. Áreas de erosión (rojo) y deposición (amarillo).

El modelo de regresión logística explicó el 45% de la variación en estado del albardón y clasificó correctamente el 76% del total de casos.

2- Dinámica temporal del nivel del río para San Javier y Paysandú.

En esta sección se analizan los datos del nivel del río para Paysandú y San Javier utilizando análisis de series temporales ya que esta técnica permite detectar y modelar la dinámica temporal de esta variable. Para el caso de San Javier los datos fueron disponibilizados en 2022 por Prefectura Nacional Naval, en el caso de Paysandú fueron descargados del Observatorio Hidrológico Nacional. Los registros de Paysandú abarcan el período comprendido entre 01/02/1921 hasta el 21/04/2022, su estudio resulta relevante ya que permite analizar una ventana temporal amplia (un siglo). Dado que la ciudad de Paysandú se encuentra 170 km río arriba de la localidad de San Javier y que entre ambas zonas no se identifican estructuras hidrogeomorfológicas destacadas que pudieran alterar en términos generales la dinámica del nivel del río se considera razonable asumir que la dinámica del nivel del río en la localidad de San Javier es consistente con la de la ciudad de Paysandú. El análisis de correlación entre estas series debiera confirmar esta asunción, pero excede el alcance del presente trabajo.

3.2.1 Metodología

El análisis realizado consistió en cuatro etapas; exploración de la calidad de los datos, identificación de tendencia y/o estacionalidad, ajuste de las series temporal a un modelo matemático e identificación de grupos de años con dinámicas similares. Los análisis para la ciudad de Paysandú corresponden a los valores de media mensual y para la localidad de San Javier corresponden a datos horarios.

Exploración de la calidad de los datos:

En las dos bases de datos analizadas se detectó una tasa alta de datos faltantes para ciertos periodos de años. Una vez definido los periodos que se podían estimar, se procedió a realizar imputación de estos por medio del uso del filtro de Kalman.

Identificación de tendencia y/o estacionalidad:

Con las bases imputadas en la etapa anterior, se procedió a identificar la existencia o ausencia de tendencia y estacionalidad en las series de tiempo bajo análisis, se evaluó la presencia de efectos heterocedásticos en la serie de residuos probando si era necesario modelar la varianza con dependencia en el tiempo y se testeó la existencia (o no) de una raíz unitaria, entre otros tests preliminares necesarios de realizar previamente al ajuste de cada modelo matemático.

Ajuste a un modelo matemático:

Se revisó el cumplimiento de los supuestos para dar validez a los modelos elegidos donde se testaron modelos del tipo ARIMA, ARMA-GARCH y GARCH. En todos los casos, se eligió aquel modelo que presentó el criterio de información de Akaike (AIC) con los valores más pequeños, que además cumpliera con supuestos de varianza con errores no autocorrelacionados, normalidad y ruido blanco, y que los coeficientes estimados fueran estadísticamente significativos al 5%.

Identificación de grupos de años con dinámicas similares.

Para detectar grupos de años en los que la dinámica anual (incluyendo estructura y dinámica de la serie) tendrían en términos estadísticos una similitud estructural se implementó el análisis de clusters jerárquicos aglomerativos con el uso de la distancia DWT (distance time warping)

Todos los análisis fueron realizados en el software libre R (R Core Team 2022).

3.2.2 Resultados

1. Dinámica del nivel del río en la ciudad de Paysandú

El archivo original de Paysandú contiene 27.532 mediciones diarias, comprendidas entre las fechas 01/02/1921 hasta el 21/04/2022. En la etapa de exploración de calidad de la información se detectaron 9.438 datos vacíos (34%) que abarcaban principalmente los años 1954 hasta 1971, lo cual es un lapsus de tiempo bastante grande para imputar y más complejo aún si el nivel de desagregación es diario. Se

optó por agrupar mediciones promedio por mes, para evaluar si al agrupar mediciones se detectan comportamientos similares disminuyendo la volatilidad que trae intrínseca la medición por día y a su vez reducir la cantidad de datos a imputar. Se tomó la decisión de particionar esta serie en dos periodos debido al gran vacío ocasionado por la falta de mediciones entre 1954 y 1970. El primer periodo comprende las mediciones entre febrero de 1921 a diciembre 1953, y el segundo entre enero 1971 a abril de 2022.

1.1 Análisis para el período 1921-1953

En este periodo la medición del nivel del agua en el primer cuartil fue 0,5799, la mediana 1,1374, el promedio 1,4750, tercer cuartil 2,1667 y el máximo 7,3863. El desvío estándar fue de 1,175. Como se observa en el histograma, se presenta una distribución asimétrica con cola derecha pesada y la mayor concentración de mediciones se encuentra aproximadamente entre 0 y 2 m. **(Figura 3.5)**. No se detecta una tendencia lineal con pendiente positiva o negativa, las mediciones del nivel del río oscilan alrededor de una línea imaginaria a la altura de 1,47 con una variación +/- de 1,17 **(Figura 3.6)**.

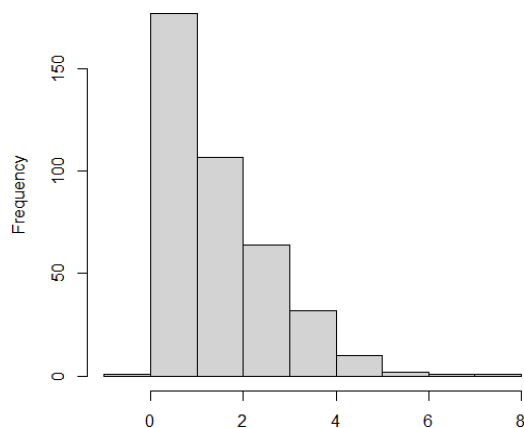


Figura 3.5. Histograma para mediciones

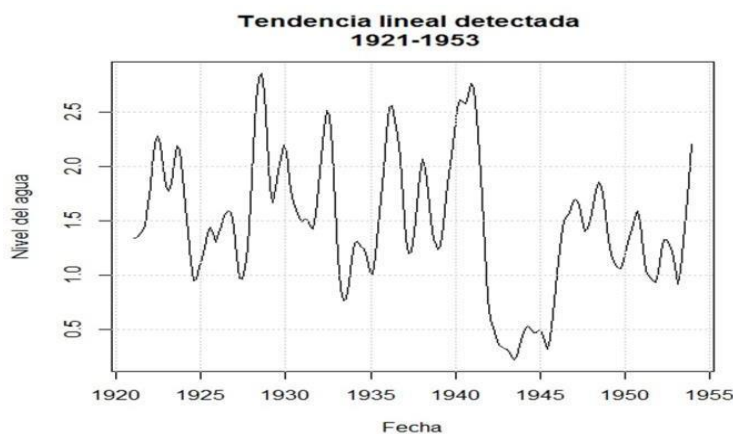


Figura 3.6. Dinámica suavizada de la tendencia lineal

Las pruebas estadísticas indican que tiene sentido, estimar modelos de tipo ARMA o ARIMA. La serie no se puede modelar con un proceso autorregresivo puesto que no hay una clara evidencia lineal en sus rezagos y correspondería realizar una integración de al menos un orden como lo indica tanto la prueba Dickey-Fuller al 1% de significancia como los ACF y PACF del que muestran la posible existencia de patrón de ciclos estacionales. Los modelos cíclicos son aquellos que se caracterizan por oscilaciones cíclicas, también denominadas variaciones estacionales. Observando el periodograma suavizado, tanto por su forma decreciente como de las oscilaciones no se rechaza la hipótesis de que haya una estacionalidad de cada doce meses autoregresiva.

El modelo óptimo que cumplió con tener el mínimo AIC, estimadores por máxima verosimilitud con significancia al 5% y residuales con comportamiento de ruido blanco fue un estacional de doce meses ARIMA(0,1,3)(2,0,0)[12] que se representa matemáticamente como:

$$\Delta y_t = 0,1714\Delta y_{t-12} + 0,0892\Delta y_{t-24} - 0,429s_{t-1} - 0,3201s_{t-2} - 0,2319s_{t-3} + s_t$$

En este modelo las observaciones en un momento dado son predecibles a partir de una memoria a largo plazo que tiene en cuenta las diferencias entre las observaciones para el mismo mes y el antecesor ($\Delta y_{t-d} = y_{t-d} - y_{t-d-1}$) uno y dos años atrás, y, en su memoria de corto plazo, en menor medida depende de los impulsos aleatorios de tres datos previos.

1.2 Análisis para el período de 1971-2022

En este periodo la medición del nivel del agua en el primer cuartil fue 1,1017, la mediana 1,7252, el promedio 2,1073 (43% más alto que el promedio del periodo analizado en el apartado anterior), tercer cuartil 2,7376 y el máximo 7,1587. El desvío estándar fue de 1,3327. Como se observa en el histograma (**Figura 3.7**), se presenta una distribución asimétrica con cola derecha pesada y la mayor concentración de mediciones se encuentra aproximadamente entre 0,2 y 2,7 m. Cabe resaltar que las principales estadísticas de posición de este periodo son mucho más altas que el periodo 1921-1953.

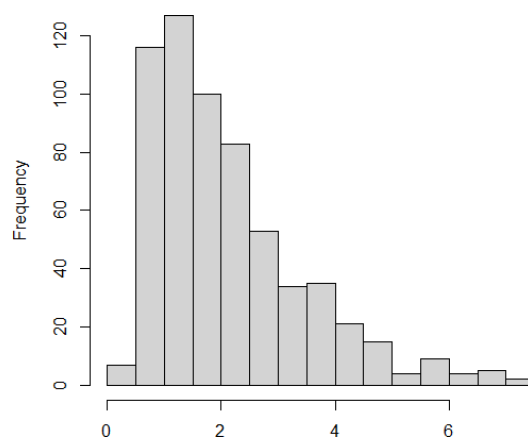


Figura 3.7. Histograma para mediciones

Las pruebas estadísticas indican que tiene sentido, al igual que en el periodo anterior, estimar modelos

de tipo ARMA o ARIMA. Al igual que en el periodo 1921-1953, no se detecta una tendencia lineal con pendiente positiva o negativa, las mediciones del nivel del río oscilan alrededor de una línea imaginaria a la altura de 2,1 m con una variación +/- de 1,33 m (**Figura 3.8**).

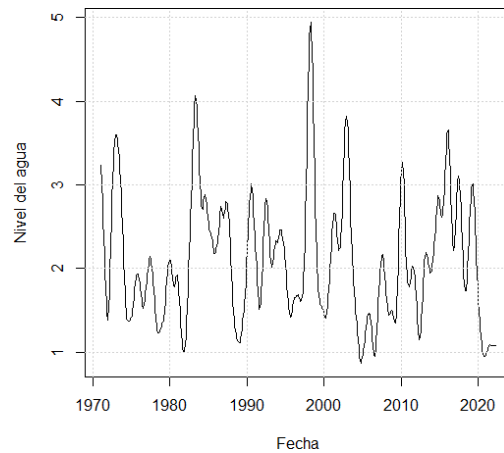


Figura 3.8. Dinámica suavizada de la tendencia lineal

El modelo óptimo que cumplió con tener el mínimo AIC, estimadores por máxima verosimilitud con significancia al 5% y residuales con comportamiento de ruido blanco fue un estacional de doce meses ARIMA(3,0,0)(2,0,0)[12] que se representa matemáticamente como:

$$y_t = 0,573y_{t-1} + 0,03y_{t-2} + 0,06y_{t-3} + 0,12y_{t-12} - 0,573 * 0,12y_{t-13} - 0,03 * 0,12y_{t-14} - 0,06 * 0,12y_{t-15} + 0,11y_{t-24} - 0,573 * 0,11y_{t-25} - 0,03 * 0,11y_{t-26} - 0,06 * 0,11y_{t-27} + \varepsilon_t$$

En este modelo las observaciones en un momento dado son predecibles a partir de una memoria a largo plazo que involucra cuatro días consecutivos en repeticiones del comportamiento de hasta dos años atrás, donde el impacto de dichas cifras va disminuyendo a medida que se aleja la medición.

1.3 Identificación de grupos de años con dinámicas similares

Mediante el dendrograma obtenido del algoritmo de cluster jerárquico fue posible identificar 9 grupos de años con series temporales similares (**Figura 3.9**).

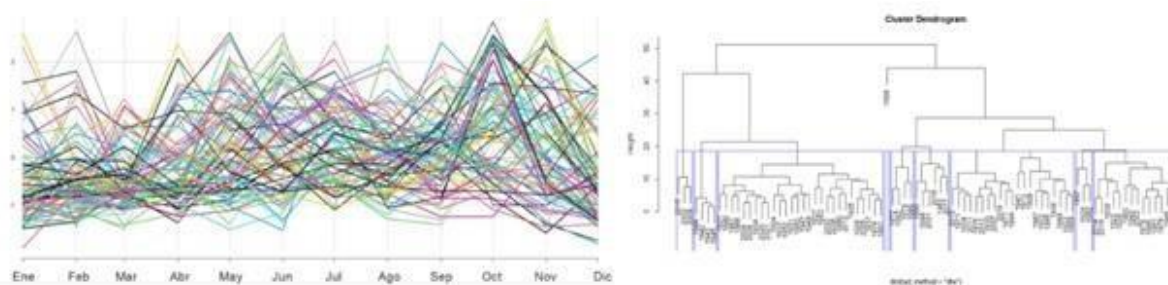


Figura 3.9. Dinámicas anuales para las 85 series temporales analizadas y grupos de similitud según el análisis de cluster

El primer cluster está integrado por los años 2002, 2009 y 2015, que presentan una tendencia de crecimiento a lo largo del año (**Figura 3.10**). Tiene los más altos niveles del río en el último trimestre del año, y los más bajos en el primer trimestre del año, (excepto 2015 que enero tuvo una medición casi igual que en noviembre).

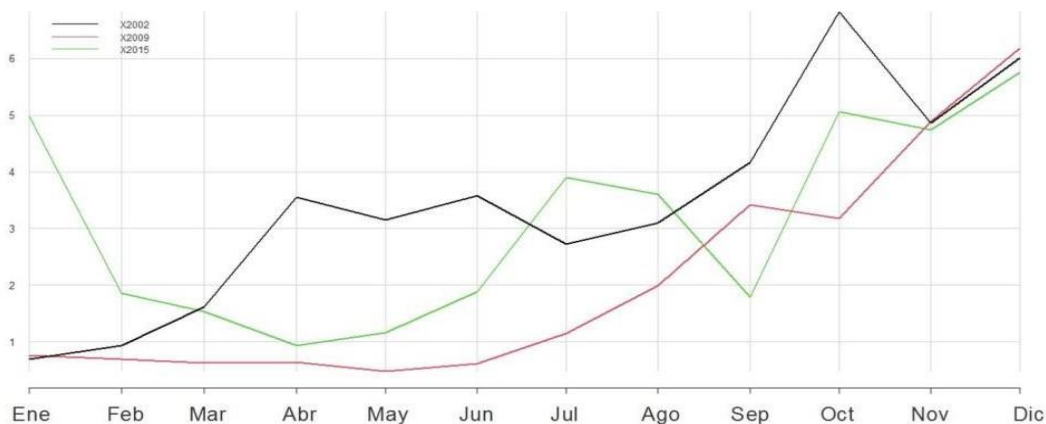


Figura 3.10. Series temporales de los años identificados en el grupo 1 (2002, 2009 y 2015) con mayores niveles de agua registrados durante primavera y los mínimos en verano.

El segundo cluster se integra por los años 1942, 1943, 1944 y 1945, cuatro años consecutivos que presentan en términos generales misma dinámica, en especial tiene dos picos llamativos ocurridos en los meses de mayo y octubre, y las mediciones entre agosto y septiembre tienen mediciones paralelas pero con misma tendencia (**Figura 3.11**).

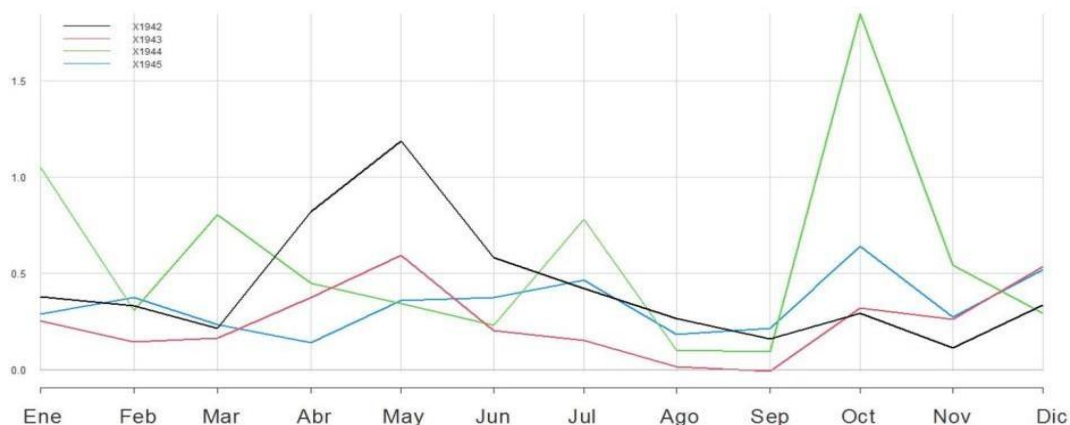


Figura 3.11. Series temporales de los años identificados en el grupo 2 (1942, 1943, 1944 y 1945) con picos en mayo y octubre.

El tercer cluster está compuesto por un total de 28 años con similar comportamiento en la oscilación de las mediciones, donde en el primer trimestre fueron niveles bajos, y a partir de julio comienza una

mayor volatilidad en las mediciones pero con mismos comportamientos de picos y valles para los años agrupados (**Figura 3.12**).

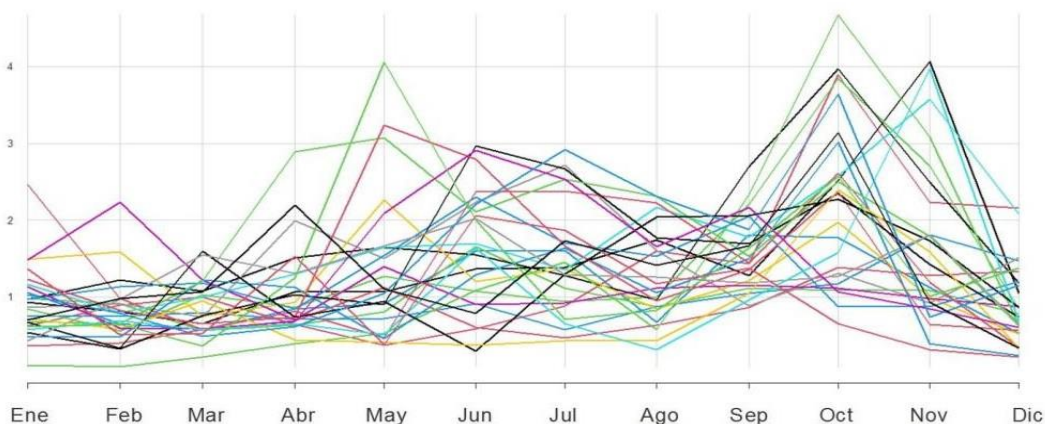


Figura 3.12. Series temporales de los años identificados en el grupo 3 (1921, 1924, 1925, 1926, 1927, 1931, 1933, 1934, 1937, 1947, 1948, 1949, 1950, 1952, 1953, 1974, 1980, 1981, 1988, 1991, 2000, 2004, 2005, 2006, 2008, 2012, 2020, 2021) con registros bajos en verano y mayor volatilidad a partir de julio.

El cuarto cluster está conformado únicamente por el año 1998, constituye la única serie que presentó una tendencia a la baja anual (**Figura 3.13**). Esta serie, presentó en el último trimestre los registros más bajos a diferencia de la mayoría de los años analizados que presentaron los registros más altos en ese período.

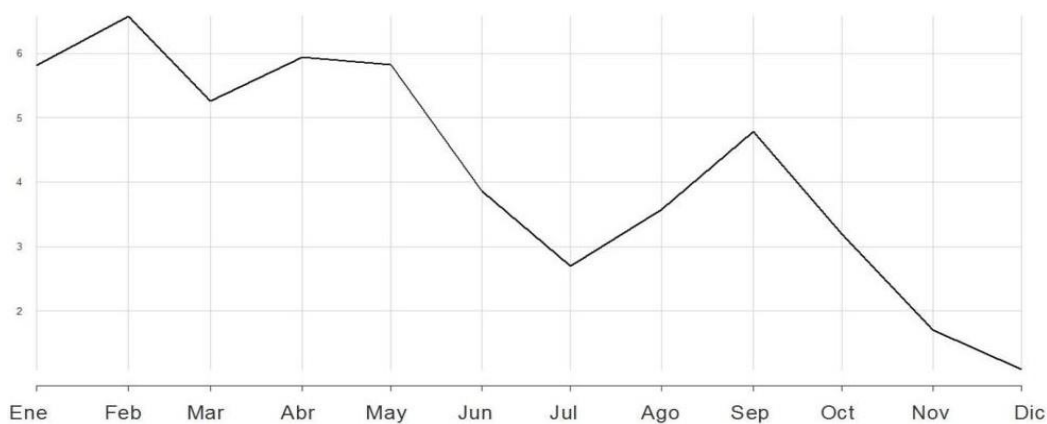


Figura 3.13. Serie temporal (1998) que presenta una tendencia anual decreciente.

El quinto cluster (**Figura 3.14**) está comprendido por cuatro series temporales, dos de ellas 1986 y 1992 presentaron los registros más altos entre marzo y agosto. Por su parte, en la serie de 1972 el valor de los registros se incrementa a partir de mayo, y para 1979 este incremento se registra a partir de setiembre.

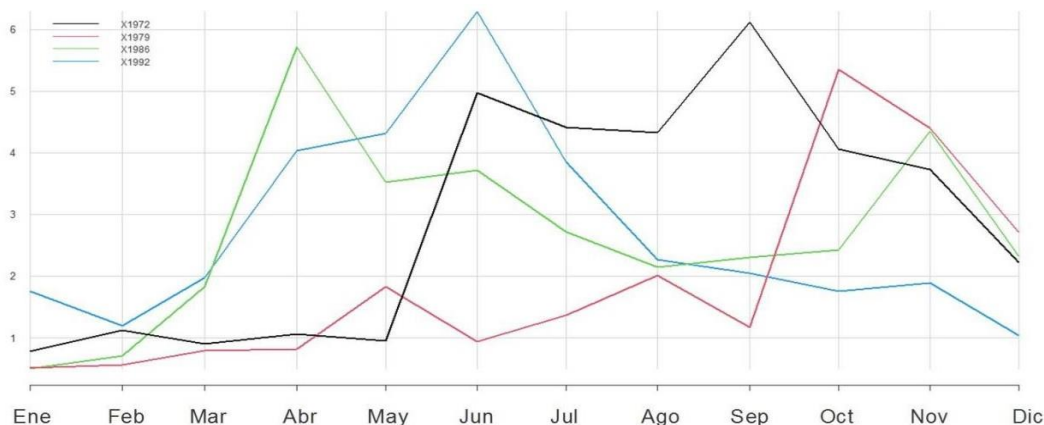


Figura 3.14. Serie temporal correspondientes a 1972, 1979, 1986 en conjunto las series de este grupo registran un incremento importante en el nivel del río que luego decrece.

El sexto cluster (**Figura 3.15**) tiene un comportamiento similar al del cluster anterior, es decir mayores niveles entre marzo y julio. Si se observa el dendrograma (**Figura 3.9**) ambos pertenecen a la misma rama de similitud.

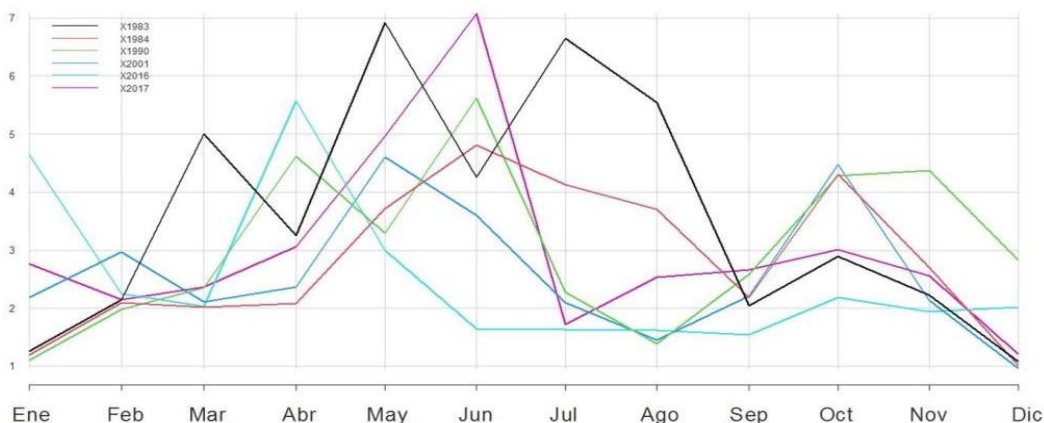


Figura 3.15. Serie temporal correspondientes a 1983, 1984, 1990, 2001, 2016 y 2017 en conjunto las series de este grupo registran un incremento importante en el nivel del río que luego decrece.

El séptimo cluster agrupa a aquellos años (21) que no tuvieron cambios bruscos en su medición (**Figura 3.16**), es decir no tuvieron picos y valles drásticos. Se podrían pensar años donde los niveles del río se mantuvieron casi constante a lo largo de los doce meses, aunque en marzo se ve un cambio en el nivel de la tendencia de los meses restantes.

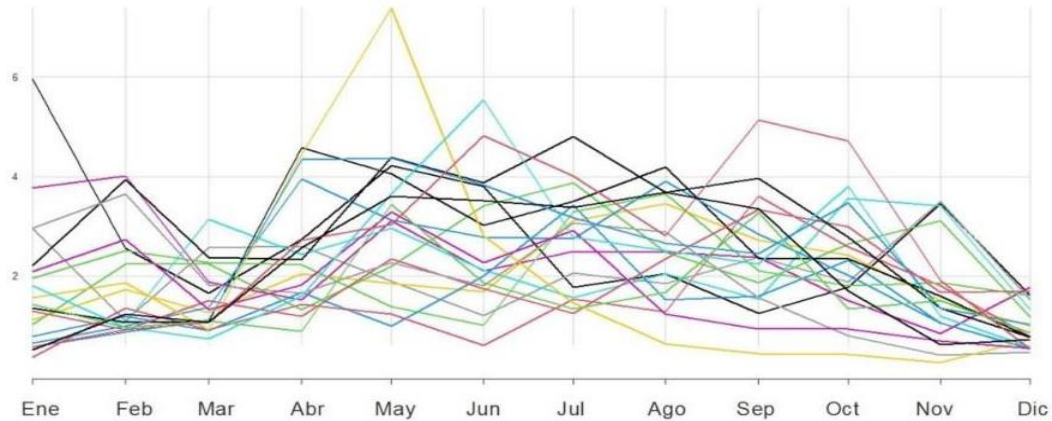


Figura 3.16. Serie temporal correspondientes a 1922, 1928, 1930, 1932, 1936, 1938, 1941, 1971, 1973, 1975, 1977, 1985, 1987, 1989, 1994, 1999, 2007, 2010, 2011, 2013 y 2019. Se agrupan los años sin cambios bruscos en los registros obtenidos.

En el octavo cluster se agrupan tres años (1929, 1982 y 1997) que presentaron una dinámica casi idéntica a lo largo de los doce meses con un importante incremento en el valor de los registros en primavera (**Figura 3.17**).

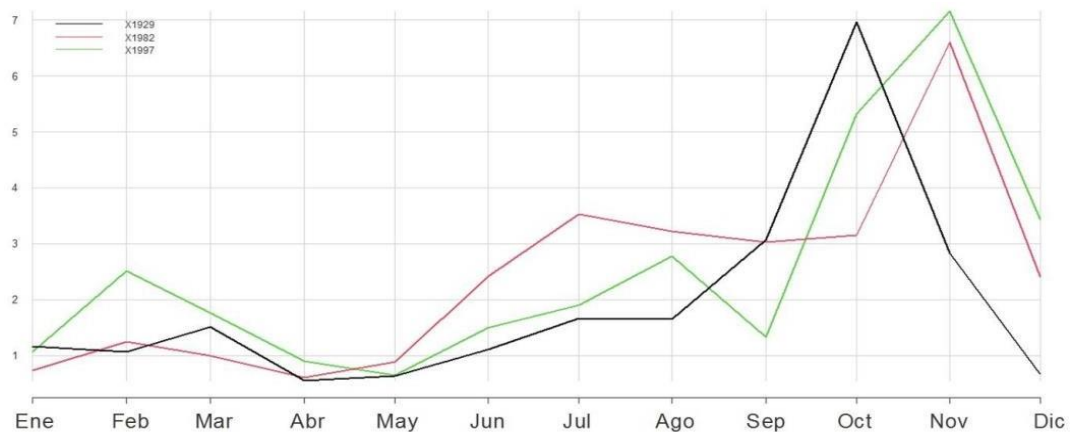


Figura 3.17. Serie temporal correspondientes a 1929, 1982 y 1997 presentan un incremento brusco en los registros de primavera.

En el cluster 9 que agrupa a los años 1923, 1935, 1939, 1940, 1946, 1951, 1976, 1978, 1993, 1995, 1996, 2003, 2014 y 2018 no se visualiza patrón característico que permita describirlo (**Figura 3.18**).

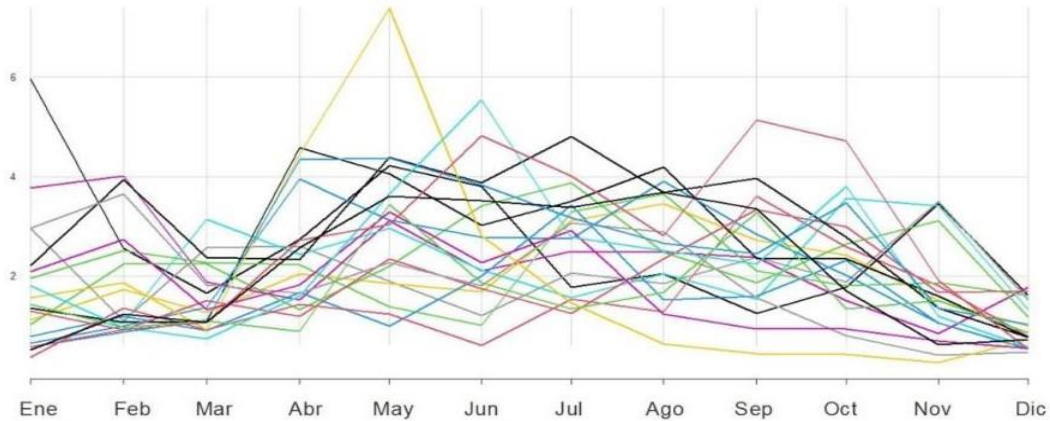


Figura 3.18. Serie temporal correspondientes a 1923, 1935, 1939, 1940, 1946, 1951, 1976, 1978, 1993, 1995, 1996, 2003, 2014 y 2018 sin patrón perceptible

2. Dinámica del nivel del río para la localidad de San Javier

El archivo de San Javier contiene 4.343 mediciones por hora, las cuales ocurrieron entre las fechas 07/07/2005 hasta el 30/06/2022. En la etapa de exploración de calidad de la información se detectó que desde el 25/07/2013 hasta 02/01/2016 no se recolectaron mediciones, por ser un trayecto de tiempo tan amplio dificulta la imputación óptima por medio de cualquier aproximación estadística dada la mayor probabilidad de incertidumbre por no contar con mediciones cercanas para converger a algún óptimo que cumpla con la dinámica generalizada del proceso estocástico adyacente. Por lo anterior, se tomó la decisión de particionar esta serie en dos periodos, el primero que comprende las mediciones entre el 07/07/2005 al 25/07/2013 y el segundo entre 03/01/2016 hasta 30/06/2022.

2.1 Análisis para el período 07/07/2005 al 25/06/2013

En este periodo la medición del nivel del agua (m) en el primer cuartil fue de 1,2291, la mediana 1,6581, el promedio 1,8632, tercer cuartil 2,3317 y el máximo 6,9379. El desvío estándar fue de 0,8856. Los datos presentan una distribución asimétrica con cola derecha pesada y la mayor concentración de mediciones se encuentra aproximadamente entre 0,2 y 2,33 m (**Figura 3.19**).

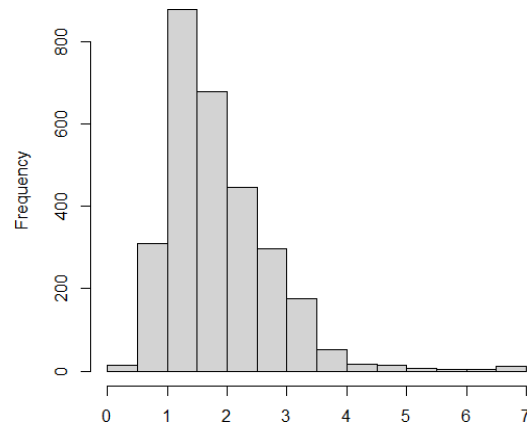


Figura 3.19. Histograma para mediciones

Las pruebas estadísticas no evidencian la existencia latente de una tendencia marcada con ángulo creciente o decreciente en todo el periodo analizado puesto que se rechazó la hipótesis de raíz unitaria, también se rechazó bajo una significancia estadística del 5% la existencia de una tendencia lineal. La dinámica oscila alrededor de un valor constante (1.88 m) (**Figura 3.20**). Por otra parte, cabe señalar que en la descomposición suavizada de tendencia de la serie se observa (**Figura 3.20**), que aproximadamente cada dos años se presencié un valle en las mediciones, seguido de un pico cada 3 años. Equivalente a destacar periodos pronunciados de descenso (julio 2007 a febrero de 2009, marzo 2010 a abril 2014) y periodos de alza (julio 2006-marzo 2007, marzo 2009-febrero 2010, abril 2012 a junio 2013).

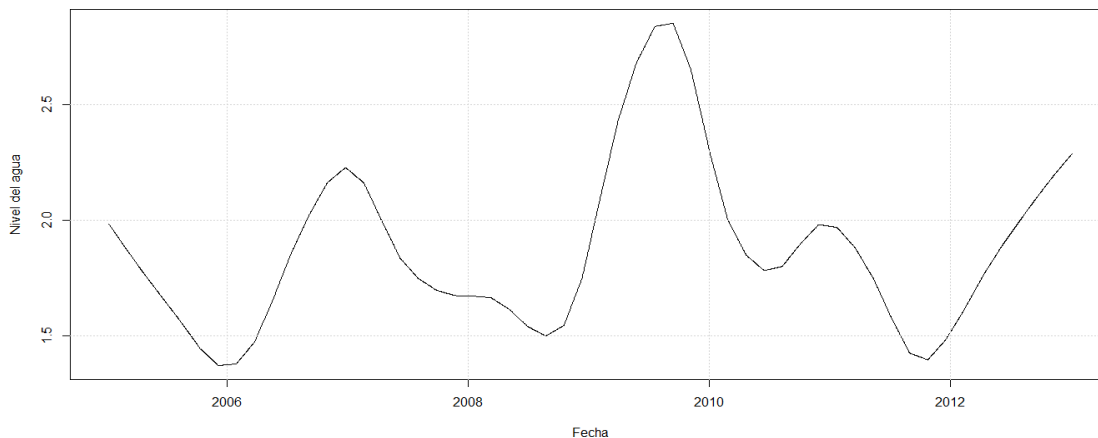


Figura 3.20. Descomposición suavizada de tendencia de la serie.

Por las pruebas numéricas y gráficas se observó que modelos de tipo ARMA y ARIMA son pertinentes para modelar esta serie de niveles del agua. Para cada tipo de modelo testeado, se eligió aquel que presentó el criterio de información de Akaike (AIC) con los valores más pequeños y que cumpliera con supuestos de varianza con errores no autocorrelacionados, normalidad y ruido blanco, requeridos para darle validez al modelo y que los coeficientes estimados fueran significativos al 5%. Aunque según la prueba del multiplicador de Lagrange se detecta que hay posible influencia de la volatilidad

de los datos y sugiere estimar un modelo estocástico que capture la dinámica de la heterocedasticidad en el tiempo, se obtuvieron mejores resultados en modelos de tipo autoregresivo y de media móvil que en los modelos Garch los cuales presentaron criterios de aceptación muy bajos en relación con los ARMA y ARIMA modelados. El modelo óptimo que cumplió con los estándares para ser seleccionado fue un ARMA (5,1) cuya representación matemática es la siguiente:

$$y_t = 1,88 + 1,77y_{t-1} - 1,14y_{t-2} + 0,43y_{t-3} - 0,13y_{t-4} + 0,048y_{t-5} - 0,58s_{t-1} + s_t$$

Donde los residuales estimados $\varepsilon_t = y_t - \hat{y}_t$ cumplió con las pruebas estadísticas de comportarse como ruido blanco.

De los resultados se puede resaltar que el nivel del agua por hora está altamente correlacionado con su historia rezagada hasta cinco mediciones previas y una combinación lineal de 1 periodo residual.

2.2 Análisis para el período 03/01/2016 al 30/06/2022

En este periodo, la medición del nivel del agua en el primer cuartil fue de 1,317, la mediana 1,827 (48% más alto que el periodo analizado en la sección anterior), el promedio 2,024 (8% más que el promedio del periodo anterior), tercer cuartil 2,392 y el máximo 6,095. El desvío estándar fue de 1,077, es decir que hubo más dispersión en este periodo que en el de la sección anterior. Al igual que el periodo analizado previamente, la distribución de los niveles del río presenta una cola pesada a la derecha y asimétrica (**Figura 3.21**).

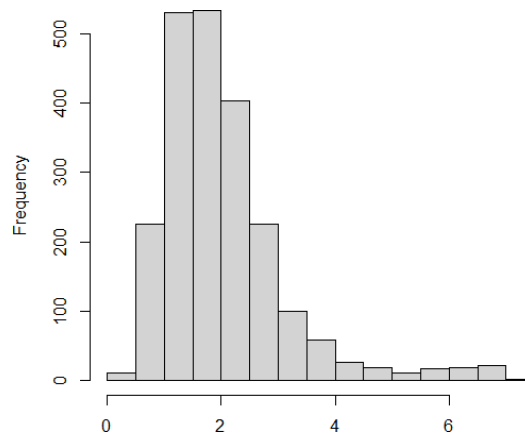


Figura 3.21. Histograma para mediciones

Las pruebas estadísticas indican que tiene sentido, al igual que en el periodo anterior, estimar modelos de tipo ARMA o ARIMA. Las pruebas estadísticas más significativas se exponen en el siguiente cuadro. A diferencia del periodo 2005 - 2014, donde no se detectó una tendencia lineal con pendiente positiva o negativa, para los años analizados en esta segunda parte, si se detecta tanto en prueba de raíz unitaria como en el gráfico de tendencia suavizada (**Figura 3.22**) una tendencia al descenso en las mediciones del nivel del río a lo largo de todo el periodo, a pesar de tener dos picos importantes en los

meses de junio 2017, febrero 2019.

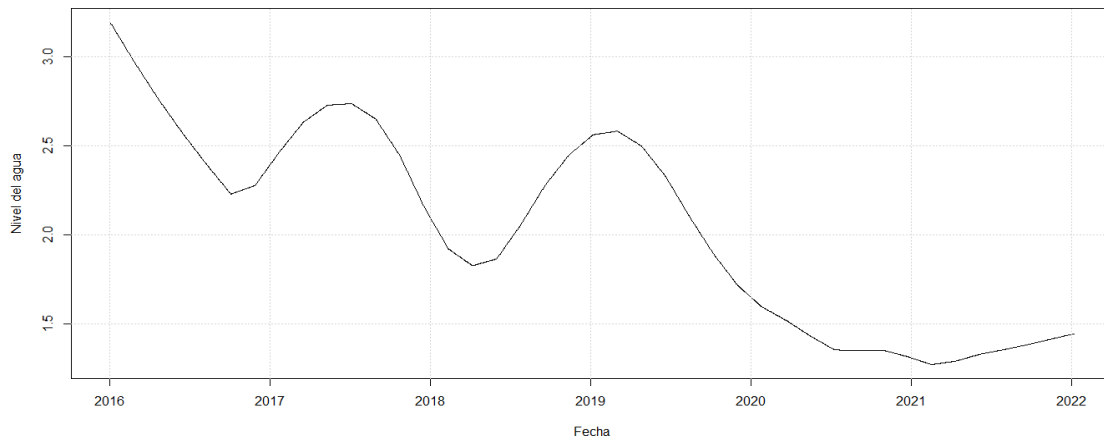


Figura 3.22. Descomposición suavizada de tendencia de la serie.

El modelo óptimo que cumplió con los estándares fue un ARIMA (4,1,0) representado matemáticamente como:

$$\Delta y_t = 0,66\Delta y_{t-1} - 0,48\Delta y_{t-2} + 0,17\Delta y_{t-3} - 0,089\Delta y_{t-4} + S_t$$

Donde los residuales estimados $\varepsilon_t = y_t - \hat{y}_t$ cumplieron con las pruebas estadísticas de comportarse como ruido blanco. Con un poco de álgebra se llega a la ecuación:

$$y_t = 1,66y_{t-1} - 1,15y_{t-2} + 0,65y_{t-3} - 0,26y_{t-4} + 0,089y_{t-5} + S_t$$

Comparando este modelo estimado con el proceso estocástico obtenido para el periodo 2005 a 2013 se detecta que tienen mismo signo para los coeficientes que acompañan los rezagos 1, 2, 3, 4 y 5 y sus estimadores relativamente parecidos, sin embargo, el proceso del 2005-2013 oscila alrededor de una constante (1,88 m), mientras que en la serie 2016-2020 la tendencia es decreciente

2.3 Identificación de grupos de años con dinámicas similares

Al comparar las series temporales de los 14 años analizados de julio a julio se observa que hay ciertos años que comparten la misma dinámica (**Figura 3.23**). El dendrograma obtenido del algoritmo de cluster jerárquico confirma esta observación detectando tres grupos principales de similitud entre las dinámicas anuales (**Figura 3.23**).

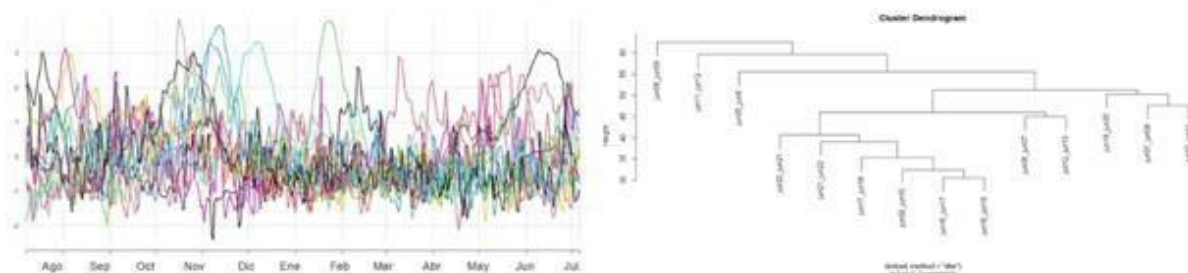


Figura 3.23. Dinámicas anuales para las 14 series temporales analizadas y grupos de similitud según el análisis de cluster

El primer grupo que se consolidó corresponde a las series de julio a julio de los años 2007-2008, 2010-2011 y 2019-2020 (**Figura 3.24**), los cuales presentaron una volatilidad del nivel del agua más alta para los meses de agosto a noviembre, y un comportamiento de diciembre a julio manteniendo un nivel promedio más bajo que para los meses recién nombrados (agosto-noviembre promedio 2,07 vs diciembre-julio promedio 1,50).

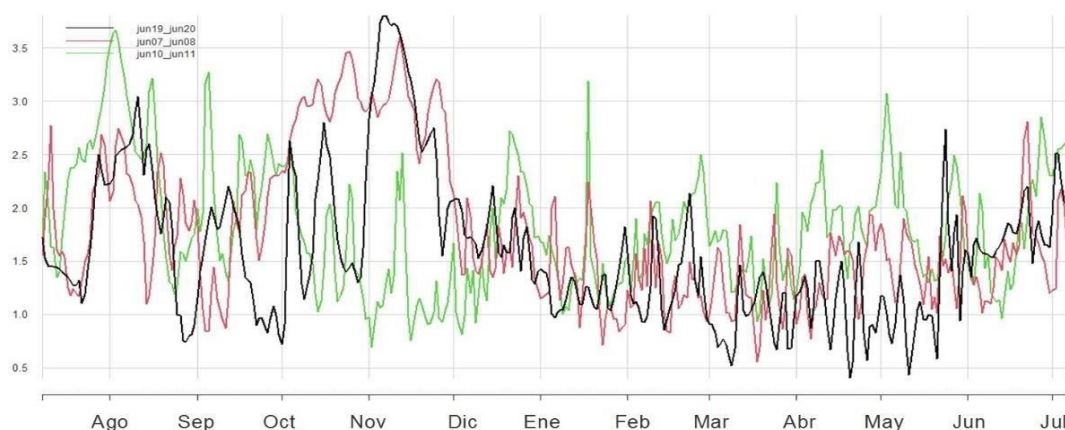


Figura 3.24. Series temporales de los años identificados en el grupo 1 (2007-2008, 2010-2011 y 2019-2020) con mayores niveles de agua registrados durante la primavera.

El cluster conformado por las series de julio a julio de los años 2006-2007 y 2012-2013 presentó en general una tendencia creciente a lo largo del año analizado (**Figura 3.25**).

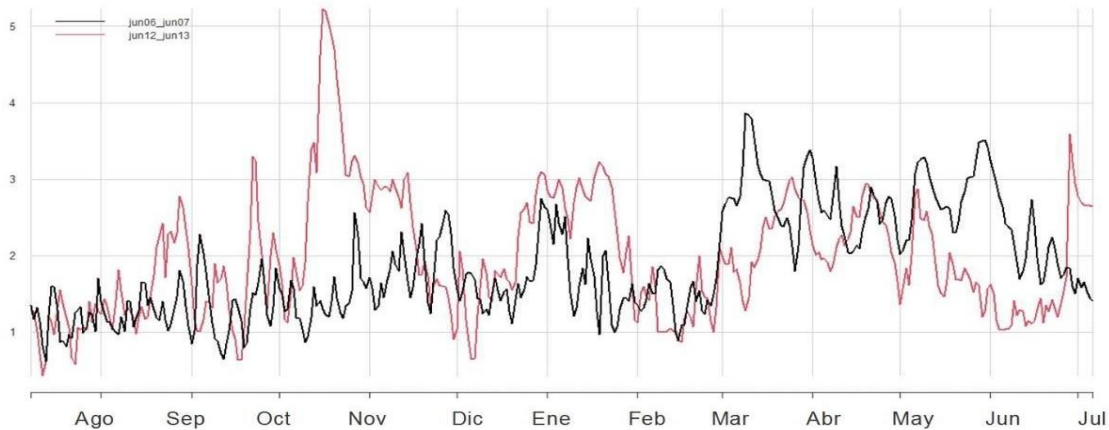


Figura 3.25. Series temporales de los años identificados en el grupo 2 (2006-2007 y 2012-2013) en los que el nivel del agua muestra una tendencia creciente durante el transcurso del año.

El último cluster cubre el último período (2016-2017; 2017-2018; 2020-2021 2021-2022), donde se detecta similar evolución en el año, con tres picos notables correspondientes a los meses de septiembre, noviembre y al trimestre mayo-julio. (**Figura 3.26**).

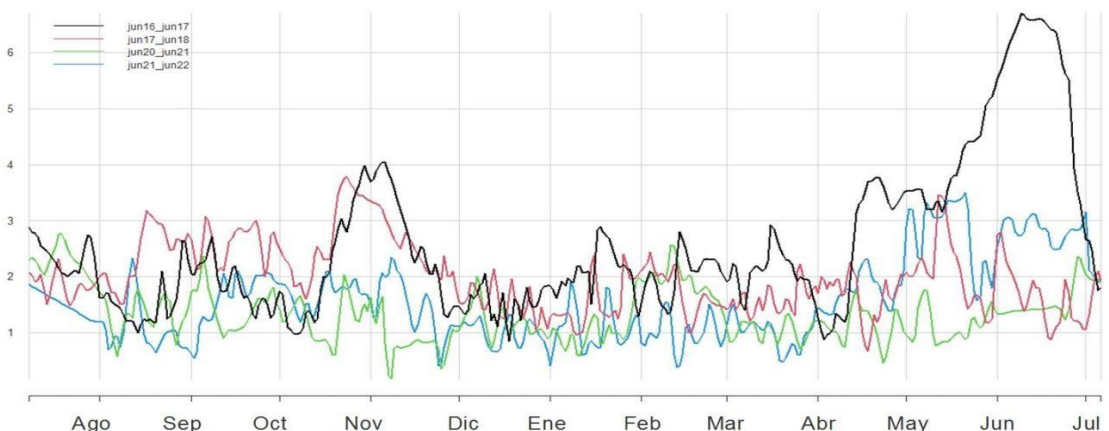


Figura 3.26. Series temporales de los años identificados en el grupo 3 (2016-2017; 2017-2018; 2020-2021 2021-2022) con picos correspondientes a los meses de septiembre, noviembre y al trimestre mayo-julio

Cabe señalar que las series correspondientes a los años 2008-2009 (**Figura 3.27**); 2011-2012 (**Figura 3.28**) y 2005-2006 (**Figura 3.29**) no fueron agrupadas señalando que estos años presentaron una dinámica propia.

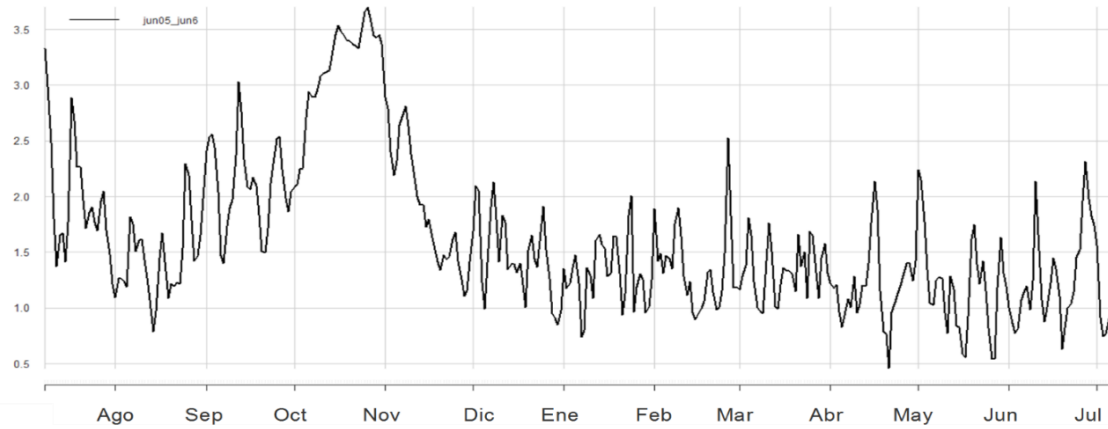


Figura 3.27. Serie temporal correspondiente al período 2005-2006

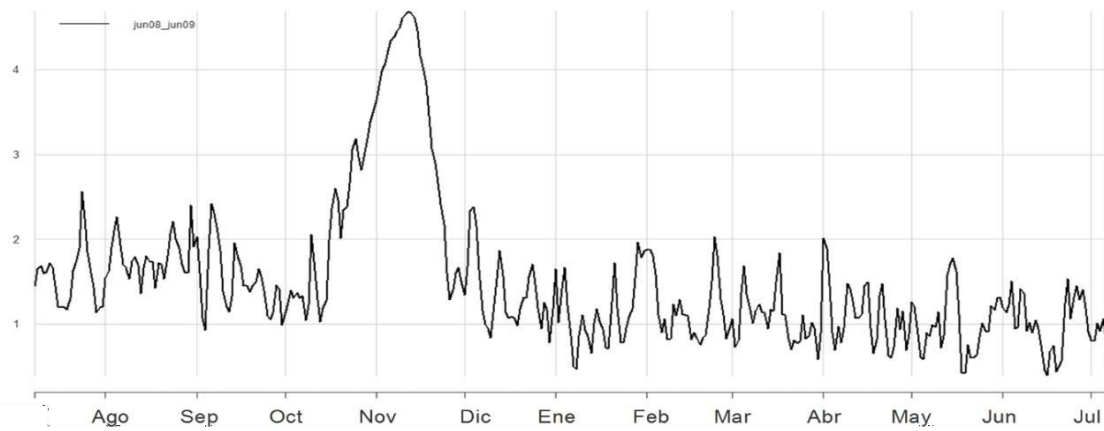


Figura 3.28. Serie temporal correspondiente al período 2008-2009

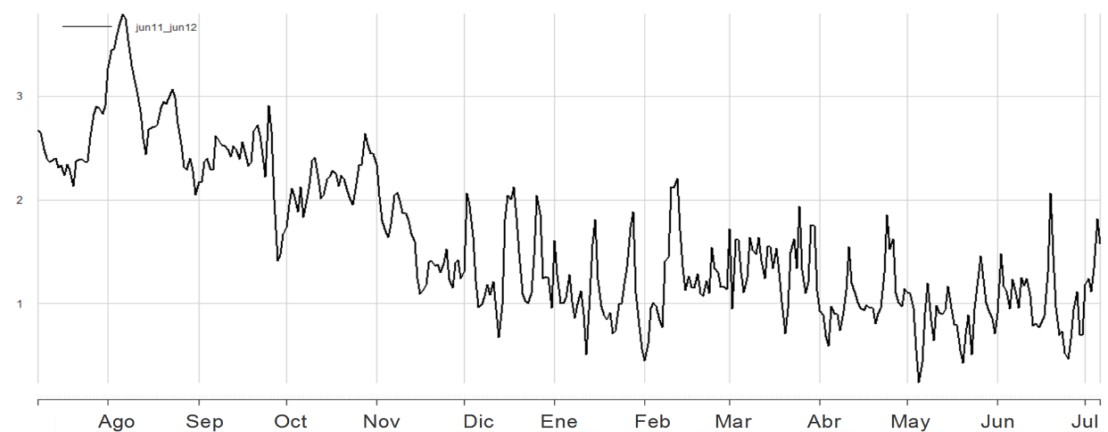


Figura 3.29. Serie temporal correspondiente al período 2011-2012

3- Caracterización del avance del proceso erosivo.

3.3.1 Metodología

El monitoreo de la línea de costa es un insumo esencial para la planificación y el manejo costero en el marco de la adaptación al cambio climático (Almeida et al., 2021). En este marco la evaluación cuantitativa de las modificaciones en la línea de costa en relación con los procesos de erosión y deposición constituye un parámetro fundamental utilizado para caracterizar la vulnerabilidad costera (Hzami et al., 2021; McLaughlin & Cooper, 2010), En tal sentido contribuir a la generación de datos constituye uno de los desafíos actuales más relevantes (Almeida et al., 2021). Debido a la ausencia de datos provenientes de programas de monitoreo in situ, se han desarrollado técnicas vinculadas al análisis de las modificaciones en la línea de costa mediante el análisis de imágenes satelitales. El Sistema de Análisis Costero basado en Imágenes Satelitales (CASSIE por sus siglas en inglés) es una herramienta de código abierto para el mapeo y análisis de la línea de costa utilizando imágenes satelitales (CASSIE, 2022). Este programa fue desarrollado para analizar las modificaciones en la línea de costa marina basado en imágenes satelitales (Almeida et al., 2021).

Debido a su potencialidad para el análisis de las modificaciones en la línea de costa en este trabajo se evaluó la pertinencia de su aplicación en sistemas fluviales. Para ello se seleccionaron las imágenes Landsat (resolución 30 metros) del área de estudio comprendidas entre los años 2005 y 2022 cuyos valores en el nivel del río oscilarán entre 1,1 metros y 1,6 metros ya que correspondieron al mayor número de imágenes en un rango comparable con el nivel del río dentro de su rango “normal” (sin inundaciones) (Gazzano, 2014). Se trabajó con un total de 21 imágenes (2005, 1 imagen; 2006, 3 imágenes; 2008, 3 imágenes; 2009, 1 imagen; 2010, 2 imágenes; 2011, 3 imágenes; 2013, 1 imagen; 2017, 1 imagen; 2019, 1 imagen; 2020, 3 imágenes; 2021, 1 imagen y 2022, 1 imagen).

Para detectar la tendencia con relación a los procesos de erosión-deposición se trabajó con un total de 238 transectos dispuestos cada 100 metros (**Figura 3.30**). Los resultados obtenidos registraron estabilidad en el 56,7 % de los transectos analizados. Por su parte se registraron procesos de erosión en el 36,6% de los transectos y erosión crítica en 6,3%. Este procedimiento detectó deposición en uno solo de los transectos analizados.



Figura 3.30. Transectos analizados mediante la herramienta CASSIE.

Estos resultados fueron chequeados en campo. Para ello se seleccionaron un total de 120 puntos de acuerdo con su representatividad en función a los resultados de la clasificación de CASSIE. La clasificación obtenida mediante esta metodología no da cuenta de la complejidad constatada durante el trabajo de campo. En tal sentido se decidió realizar esta caracterización en base al análisis del trabajo de campo.

3.3.2 Resultados

Los resultados del trabajo de campo permitieron identificar en términos generales cuatro grandes tipologías en relación a los procesos de deposición-erosión: **(T1)** Retroceso con árboles sin *Gleditsia triacanthos* en línea de costa; **(T2)** Retroceso con playa sin vegetación con *G. triacanthos* en línea de costa. **(T3)** Retroceso con playa sin vegetación sin *G. triacanthos* en línea de costa y **(T4)** Sin retroceso activo con playa, pasto y/o arbustos (Figura 3.31). Estas categorías se diferencian en una primera instancia por las estructuras geomorfológicas, identificándose áreas en la que se visualiza el albardón con procesos de erosión y zonas en las que se observa el albardón con procesos erosivos y también la formación de una playa arenosa. La presencia de estas dos estructuras geomorfológicas indica la alternancia entre los procesos de erosión y deposición; el desarrollo de uno u otro proceso dependerá del nivel del río. Para niveles del río en el entorno de los valores promedio predominarán los procesos erosivos sobre la estructura del albardón. Alternativamente, cuando el nivel del río baja predominarán los procesos de deposición que contribuyen a la conformación y consolidación de estas playas arenosas (**Figura 3.31**). La dinámica de estos procesos se expresa por la cobertura vegetal aquellas áreas con mayor cobertura vegetal indican la presencia de una mayor estabilidad generando las ventanas temporales necesarias para que la vegetación se establezca y se desarrolle. Por tal motivo, en este trabajo se consideró que la visualización de estas unidades indica estabilización por lo que no se desarrollan procesos erosivos activos. Cabe señalar no obstante, que los eventos de inundaciones de alta energía podrían desencadenar procesos erosivos en estas áreas.

Para el nivel del río de **0,8 m** las tipologías identificadas presentaron un patrón similar de ocurrencia. La tipología 1 (retroceso con árboles sin *G. triacanthos* en línea de costa) representó el 35% del total de los puntos registrados mientras que las tipologías en las que se identifica retroceso del albardón y formación de playa (tipologías 2 y 3) representaron el 39%. La tipología menos representada corresponde a la que indica procesos de estabilización (tipología 4, sin retroceso activo con playa, pasto y/o arbustos) que se registró en el 25% de los puntos relevados. Es importante señalar, que la presencia de *G. triacanthos* sobre la línea de costa se identificó sobre áreas en donde se visualiza retroceso del albardón y formación de playa, estructura ampliamente extendida en el área de estudio. Estos resultados indican, que a escala ecosistémica este proceso invasivo no afecta el patrón espacial de erosión-deposición.

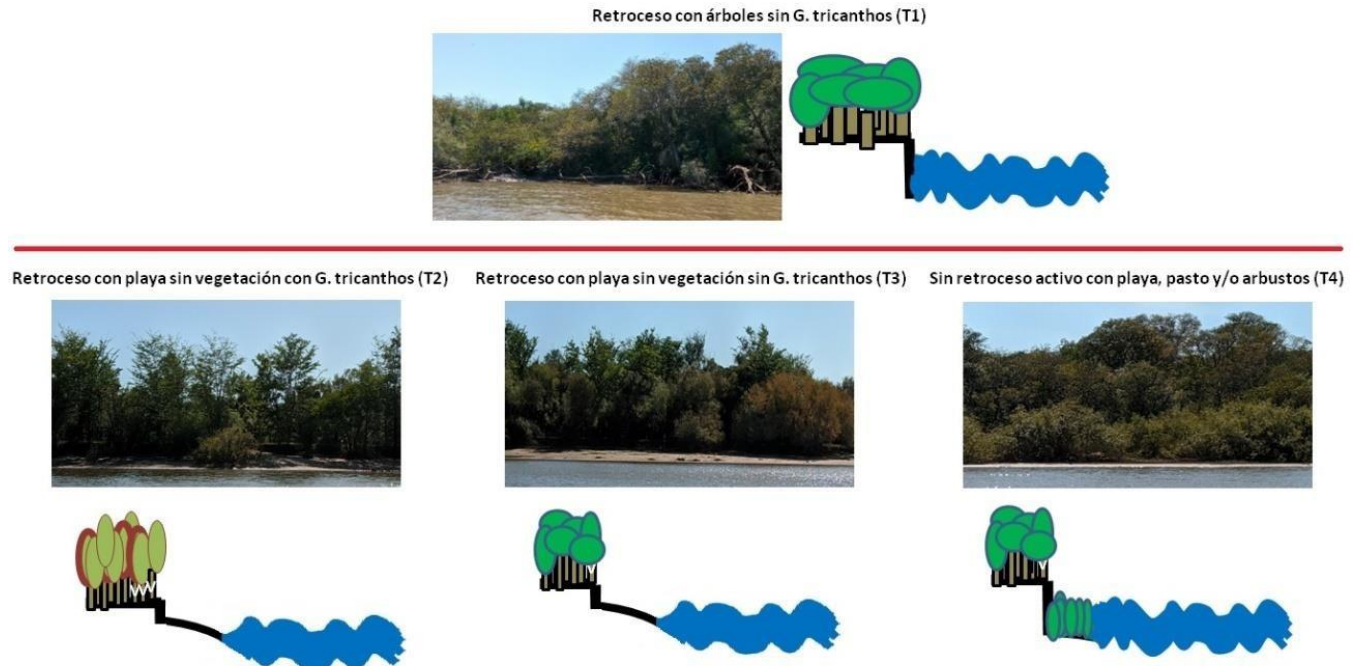


Figura 3.31. Tipologías identificadas en relación con los procesos de erosión-deposición para un nivel de río de 0,8m.

En relación al patrón espacial de estas tipologías fue posible identificar 12 zonas (**Figura 3.32**): **Zona A**; constituye el área de mayor estabilidad (T4) comprende el tramo que se extiende 3,8 km hacia el sur desde el límite norte del área protegida. **Zona B**; hacia el sur de esta zona y hasta San Javier se identifica un retroceso del albardón asociado también a la formación de playas sin *Gleditsia triacanthos* sobre la línea de costa (T3) que presenta una extensión de 1,2km. **Zona C**; se extiende 2,1km desde San Javier y hasta la desembocadura del arroyo Farrapos predominan los procesos de retroceso y formación de playas con la presencia de *G. triacanthos* sobre la línea costera (T2). Cabe señalar que la presencia de la invasión en la línea de costa es consistente con su patrón de distribución y que esta zona corresponde al área de invasión consolidada. **Zona D**; desde la desembocadura del arroyo Farrapos se extiende 0,7 km hacia el sur una zona con retroceso del albardón sin formación de playas (T1). **Zona E**; constituye un tramo de 1,1 km en el que no se identifican procesos de retroceso del albardón (T4). **Zona F**; el retroceso del albardón (sin formación de playas) (T1) continúa luego 1,6km hacia el sur y se extiende hasta el inicio del spit. **Zona G**; desde el inicio de la isla Banco Grande se extiende 1,3 km hacia el sur un área en la que predomina el retroceso del albardón sin *G. triacanthos* (T1). **Zona H**; conformado por un tramo de 1,9 km en el que predominan el retroceso del albardón con formación de playas sin *G. triacanthos* (T3). **Zona I**; es un tramo de 0,7 km caracterizado por el retroceso del albardón en la línea costera (T1). **Zona J**; se identifica un tramo de 2,7 km con retroceso de albardón y formación de playa sin *G. triacanthos*. **Zona K**; es un tramo de 0,8 Km en el que no se identifica retroceso activo (T4). **Zona L**; representa el último tramo, mide 1,5 km y finaliza en la desembocadura del arroyo Román con predominio de procesos de retroceso sin formación de playa (T1).

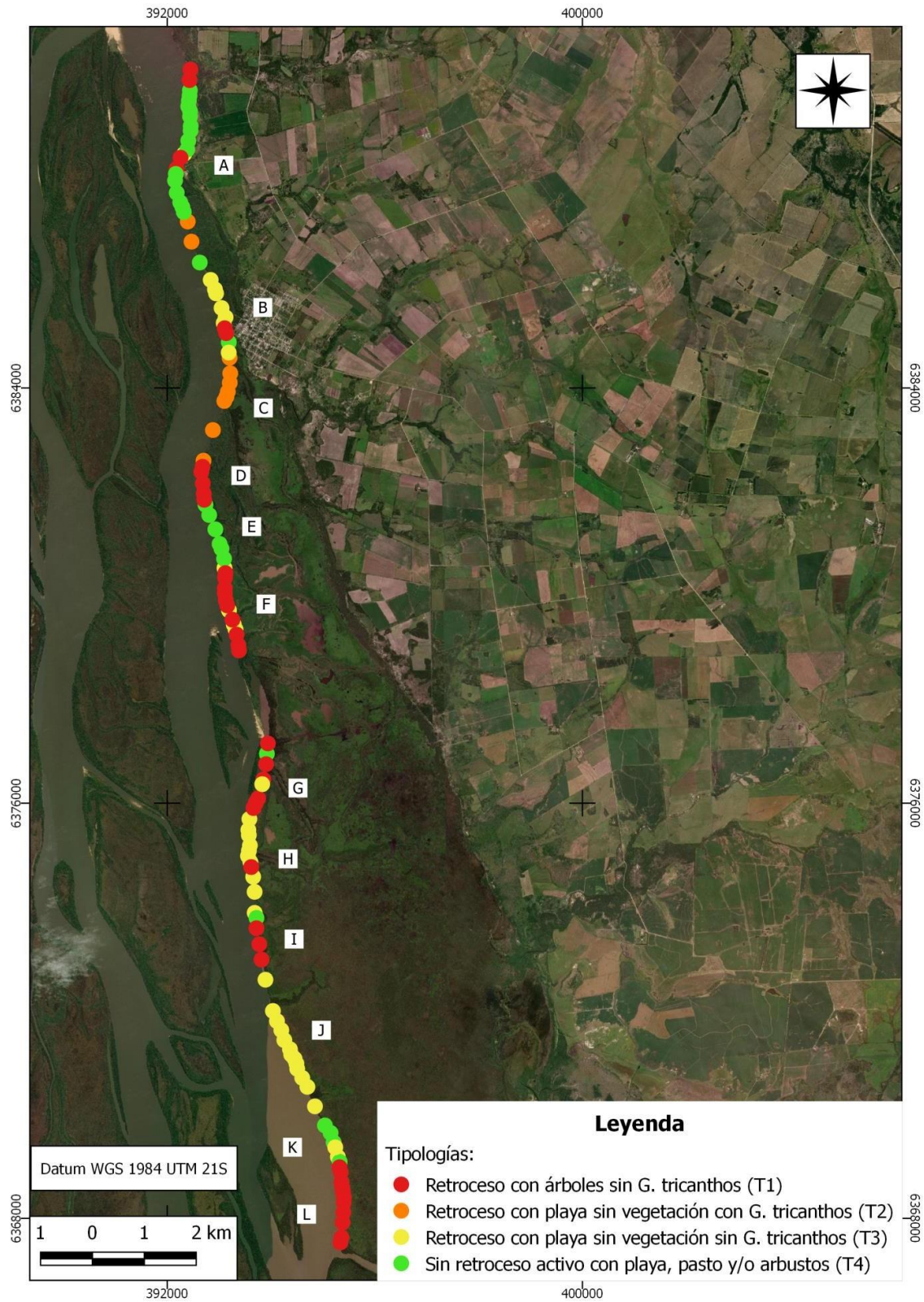


Figura 3.32. Patrón de distribución de las tipologías identificadas para un nivel de río de 0,8m.

Avances en el Plan de Actividades

N	2022-2023										Avance	
	A	S	O	N	D	E	F	M	A	M		
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
Actividades												
1 Mapeo del área de estudio, cursos de agua, cuencas, usos de suelo, zonas ribereñas	X	X	X	X								100% Cumplido
2 Mapeo del índice NDVI como indicador de secuestro de carbono	X	X	X	X								100% Cumplido
3 Mapeo de riesgo de erosión de suelos en el área y subcuencas adyacentes						X						Pendiente, Informe Final
4 Monitoreo de nutrientes en agua			X	X	X							Enero suspendido por sequía severa; Retoma en febrero
5 Análisis de datos de nutrientes con usos de suelo y gestión de zonas ribereñas.												Muestras en análisis en laboratorio en MVD
6 Entrega Informe de Avance						X						Entregado 23-01-2023
7 Algunas lineamientos para la restauración												En proceso
8 Caracterizar la evolución del régimen de deposición-erosión	X	X	X									100% Cumplido
9 Caracterizar el régimen de inundaciones		X	X									100% Cumplido
10 Caracterizar el avance del proceso erosivo			X	X	X							100% Cumplido
11 Analizar la correlación espacial entre el avance del proceso invasivo de G. triacanthos y la erosión en el albardón.					X	X						En proceso
12 Elaborar orientaciones para la restauración y conservación del albardón												Pendiente, Informe Final

Bibliografía

- Allan, J. D. 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35, 257-284.
- Almeida, L. P., de Oliveira, I. E., Lyra, R., et al. 2021. Coastal analyst system from space imagery engine (CASSIE): shoreline management module. *Environmental Modelling & Software*, 140, 105033.
- Argentina, G. 2015. Situation Report. Uruguay - Inundaciones: Reporte de Situación 21 al 27 de Diciembre de 2015. Reliefweb, <https://reliefweb.int/report/uruguay/uruguay-inundaciones-reporte-de-situacion-21-al-27-de-diciembre-de-2015>.
- Baeza, S., Vélez-Martin, E., De Abelleira, D., et al. 2022. Two decades of land cover mapping in the Río de la Plata grassland region: The MapBiomias Pampa initiative. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 28, 100834.
- CASSIE. 2022. CASSIE. Coastal Analyst System from Space Imagery Engine <https://cassiengine.org/>. última revisión Diciembre 2022. .
- Cayssials, R., Miles, F. P. & R. Maneyro & colaboradores. 2022. Pautas para la elaboración de un Plan de Manejo para el Área de Esteros de Farrapos. Primera Parte: Medio Físico y Fauna. Convenio Facultad de Ciencias – DINAMA. Page 132.
- Ceroni, M., Achkar, M., Gazzano, I., et al. 2015. Estudio del NDVI mediante análisis multiescalar y series temporales utilizando imágenes SPOT, durante el período 1998-2012 en el Uruguay. *Revista de Teledetección*, 43, 31-42.
- Cole, L. J., Stockan, J. & Helliwell, R. 2020. Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 296, 106891.
- Davidson, N., Van Dam, A., Finlayson, C., et al. 2019. Worth of wetlands: revised global monetary values of coastal and inland wetland ecosystem services. *Marine and Freshwater Research*, 70, 1189-1194.
- Davidson, N. C. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65, 934-941.
- de Mello, K., Valente, R. A., Randhir, T. O., et al. 2018. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. *Catena*, 167, 130-138.
- DeLaune, R. & White, J. R. 2012. Will coastal wetlands continue to sequester carbon in response to an increase in global sea level?: a case study of the rapidly subsiding Mississippi river deltaic plain. *Climatic Change*, 110, 297-314.
- DINAMA. 2014. Plan de manejo del Parque Nacional Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay. Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente. Sistema Nacional de Áreas Protegidas. Last revision Mayo 2017. .In D.-D. N. d. M. Ambiente, editor., <http://www.mvotma.gub.uy/areasprotegidas/item/10006532-esteros-de-farrapos-e-islas-del-rio-uruguay.html>.
- Dodds, W. K. 2007. Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in ecology & evolution*, 22, 669-676.
- EEM. 2005. Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, EEM - Los ecosistemas y el bienestar humano: humedales y agua. Informe de Síntesis. . World Resources Institute, Washington DC.
- Erwin, K. L. 2009. Wetlands and global climate change: the role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and management*, 17, 71-84.
- Fabricante, I., Oesterheld, M. & Paruelo, J. 2009. Annual and seasonal variation of NDVI explained by current and previous precipitation across Northern Patagonia. *Journal of Arid Environments*, 73, 745-753.
- Fei, S., Phillips, J. & Shouse, M. 2014. Biogeomorphic impacts of invasive species. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 45, 69-87.
- Gazzano, I. 2014. Viabilidad de la ganadería familiar en áreas protegidas de humedales, en un contexto sinérgico de intensificación agraria de inundaciones: Parque Nacional Esteros de Farrapos-Uruguay. Universidad de Córdoba. España.
- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., et al. 2017. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18-27.

- Guido, A., Diaz Varela, R., Baldassini, P., et al. 2014. Spatial and Temporal Variability in Aboveground Net Primary Production of Uruguayan Grasslands. *Rangeland Ecology & Management*, 67, 30-38.
- Hernández, M. E. 2010. Wetland soils as carbon sinks and sources of methane. *Terra Latinoamericana*, 28, 139-147.
- Huete, A. R. 2012. Vegetation indices, remote sensing and forest monitoring. *Geography Compass*, 6, 513-532.
- Hzami, A., Heggy, E., Amrouni, O., et al. 2021. Alarming coastal vulnerability of the deltaic and sandy beaches of North Africa. *Scientific reports*, 11, 1-15.
- Kayranli, B., Scholz, M., Mustafa, A., et al. 2010. Carbon storage and fluxes within freshwater wetlands: a critical review. *Wetlands*, 30, 111-124.
- Kuglerová, L., Jyväsjarvi, J., Ruffing, C., et al. 2020. Cutting edge: A comparison of contemporary practices of riparian buffer retention around small streams in Canada, Finland, and Sweden. *Water Resources Research*, 56, e2019WR026381.
- Lee, P., Smyth, C. & Boutin, S. 2004. Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. *Journal of Environmental Management*, 70, 165-180.
- Lehner, B., Verdin, K. & Jarvis, A. 2008. New global hydrography derived from spaceborne elevation data. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 89, 93-94.
- Lezama, F., Baeza, S., Altesor, A., et al. 2014. Variation of grazing-induced vegetation changes across a large-scale productivity gradient. *Journal of Vegetation Science*, 25, 8-21.
- Lowrance, R., Altier, L. S., Newbold, J. D., et al. 1997. Water quality functions of riparian forest buffers in Chesapeake Bay watersheds. *Environmental management*, 21, 687-712.
- Lucas, C., Chalar, G., Ibarguren, E., et al. 2022. Nutrient levels, trophic status and land-use influences on streams, rivers and lakes in a protected floodplain of Uruguay. *Limnologia*, 94, 125966.
- Lucas, C., Ceroni, M., Baeza, S., et al. 2017. Sensitivity of subtropical forest and savanna productivity to climate variability in South America, Uruguay. *Journal of Vegetation Science*, 28, 192-205.
- Mary-Lauy , A. L., González-Bergonzoni, I., Gobel, N., et al. 2023. Baseline assessment of the hydrological network and land use in riparian buffers of Pampean streams of Uruguay. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195, 80.
- McLaughlin, S. & Cooper, J. A. G. 2010. A multi-scale coastal vulnerability index: A tool for coastal managers? *Environmental Hazards*, 9, 233-248.
- Meave, J. & Kellman, M. 1994. Maintenance of rain forest diversity in riparian forests of tropical savannas: implications for species conservation during Pleistocene drought. *Journal of Biogeography*, 121-135.
- MGAP. 2018. Cartograf a Forestal Nacional 2018. Ministerio de Ganader a Agricultura y Pesca - Dirección General Forestal. <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/documentos/publicaciones/Metodolog%20de%20la%20cartograf%20forestal.pdf>.
- Mitsch, W. J., Bernal, B., Nahlik, A. M., et al. 2013. Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28, 583-597.
- Moomaw, W. R., Chmura, G., Davies, G. T., et al. 2018. Wetlands in a changing climate: science, policy and management. *Wetlands*, 38, 183-205.
- Moraes, A. B., Wilhelm, A. E., Boelter, T., et al. 2014. Reduced riparian zone width compromises aquatic macroinvertebrate communities in streams of southern Brazil. *Environmental monitoring and assessment*, 186, 7063-7074.
- Palacios Sánchez, L. A., Paz Pellat, F., Oropeza Mota, J. L., et al. 2018a. Atmospheric corrector in Landsat images. *Terra Latinoamericana*, 36, 309-321.
- Palacios Sánchez, L. A., Paz Pellat, F., Oropeza Mota, J. L., et al. 2018b. Corrector atmosférico en imágenes Landsat. *Terra Latinoamericana*, 36, 309-321.
- Paruelo, J. M., Pineiro, G., Baldi, G., et al. 2010. Carbon Stocks and Fluxes in Rangelands of the Río de la Plata Basin. *Rangeland Ecology & Management*, 63, 94-108.

- Phillips, L. B., Hansen, A. J. & Flather, C. H. 2008. Evaluating the species energy relationship with the newest measures of ecosystem energy: NDVI versus MODIS primary production. *Remote Sensing of Environment*, 112, 4381-4392.
- Powell, S., Jakeman, A. & Croke, B. 2014. Can NDVI response indicate the effective flood extent in macrophyte dominated floodplain wetlands? *Ecological indicators*, 45, 486-493.
- Reis, V., Hermoso, V., Hamilton, S. K., et al. 2017. A global assessment of inland wetland conservation status. *Bioscience*, 67, 523-533.
- Richardson, D. M. & Thuiller, W. 2007. Home away from home—objective mapping of high-risk source areas for plant introductions. *Diversity and Distributions*, 13, 299-312.
- Romero Soto, F. I., Cozano, M. A., Gangas Fuentealba, R., et al. 2014. Zonas ribereñas: protección, restauración y contexto legal en Chile.
- Sheehan, L., Sherwood, E. T., Moyer, R. P., et al. 2019. Blue carbon: an additional driver for restoring and preserving ecological services of coastal wetlands in Tampa Bay (Florida, USA). *Wetlands*, 39, 1317-1328.
- Sliva, L. & Williams, D. D. 2001. Buffer zone versus whole catchment approaches to studying land use impact on river water quality. *Water research*, 35, 3462-3472.
- SNA. 2018. Plan de acción para la protección de la calidad ambiental de la cuenca del río Santa Lucía: Medidas de segunda generación. Secretaría Nacional de Ambiente (SNA), editor.
- SNAP. 2008. Propuesta de inclusión del área protegida “Esteros de Farrapos e Islas del Río Uruguay” al Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas.
- Strahler, A. N. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 38, 913-920.
- Stutter, M., Baggaley, N. & Wang, C. 2020. The utility of spatial data to delineate river riparian functions and management zones: a review. *Science of The Total Environment*, 143982.
- Teixeira de Mello, F., Lucas, C., Inda, H., et al. En prensa. Chapter 15. Uruguay River. In M. Graca, M. Callisto, A. Encalada, et al., editors. Rivers of South America, Elsevier.
- Toranza, C., Lucas, C. M. & Ceroni, M. 2019. Spatial distribution and tree cover of hillside and ravine forests in Uruguay: the challenges of mapping patchy ecosystems. *Agrociencia (Uruguay)*, 23, e85.
- Trouet, V. & Van Oldenborgh, G. J. 2013. KNMI Climate Explorer: a web-based research tool for high-resolution paleoclimatology. *Tree-Ring Research*, 69, 3-13.
- Valkama, E., Usva, K., Saarinen, M., et al. 2019. A meta-analysis on nitrogen retention by buffer zones. *Journal of environmental quality*, 48, 270-279.
- van Leeuwen, W. J. D., Hartfield, K., Miranda, M., et al. 2013. Trends and ENSO/AAO Driven Variability in NDVI Derived Productivity and Phenology alongside the Andes Mountains. *Remote Sensing*, 5, 1177-1203.
- Vassallo, M. M., Dieguez, H. D., Garbulsky, M. F., et al. 2013. Grassland afforestation impact on primary productivity: a remote sensing approach. *Applied Vegetation Science*, 16, 390-403.
- Vaughan, I. P., Diamond, M., Gurnell, A., et al. 2009. Integrating ecology with hydromorphology: a priority for river science and management. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 19, 113-125.
- Viles, H. 2020. Biogeomorphology: Past, present and future. *Geomorphology*, 366, 106809.
- Villa, J. A. & Bernal, B. 2018. Carbon sequestration in wetlands, from science to practice: An overview of the biogeochemical process, measurement methods, and policy framework. *Ecological Engineering*, 114, 115-128.
- Wenger, S. 1999. A review of the scientific literature on riparian buffer width, extent and vegetation.
- Whiting, G. J. & Chanton, J. P. 2001. Greenhouse carbon balance of wetlands: methane emission versus carbon sequestration. *Tellus B*, 53, 521-528.
- Wurtsbaugh, W. A., Paerl, H. W. & Dodds, W. K. 2019. Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 6, e1373.

Anexos

1. Mapas de NDVI por cuadrícula (alta resolución)

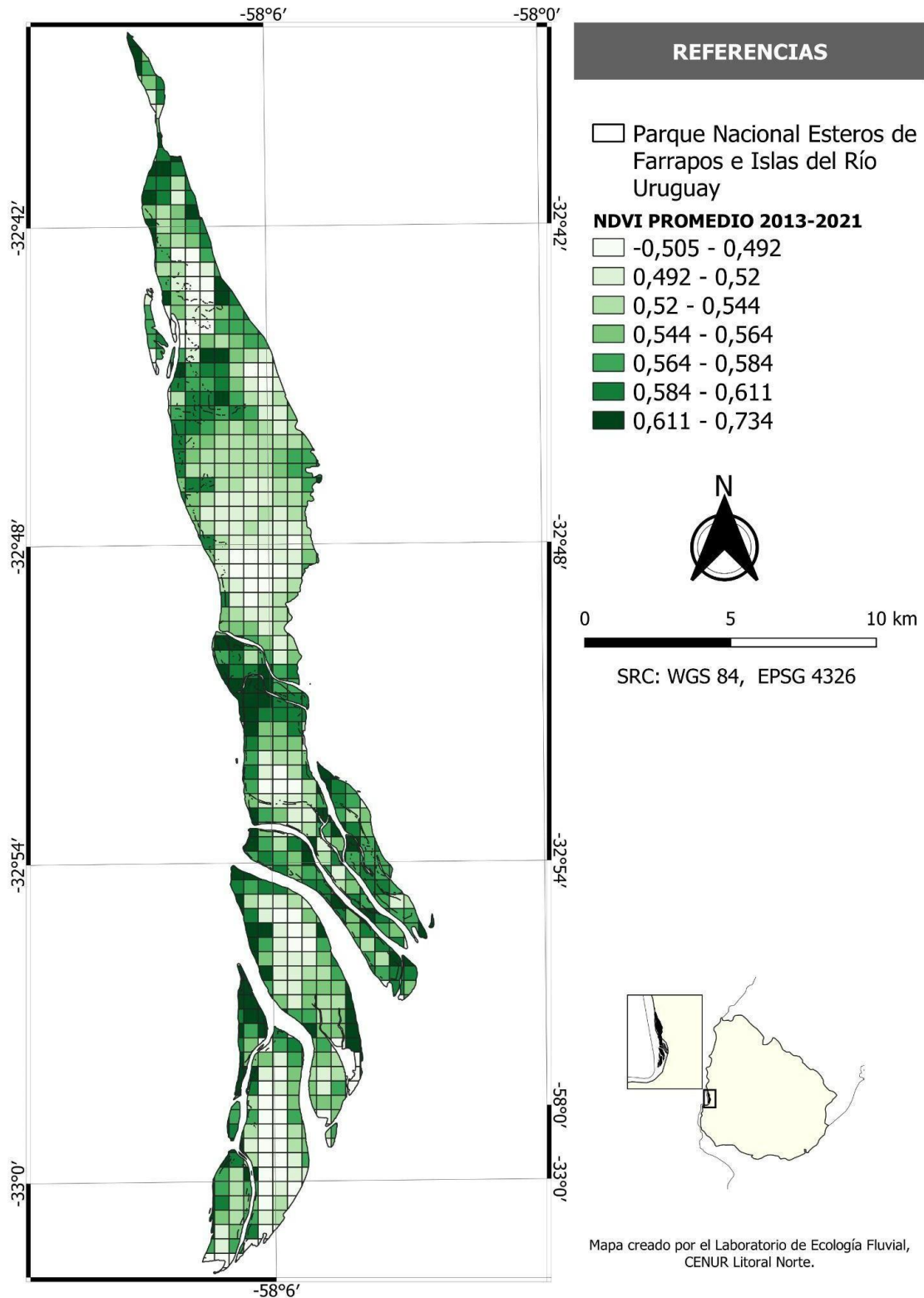


Figura A4. NDVI Promedio por cuadrículas de 500 x 500 m para el Área Protegida, PNEFIRU, 2013-2022.

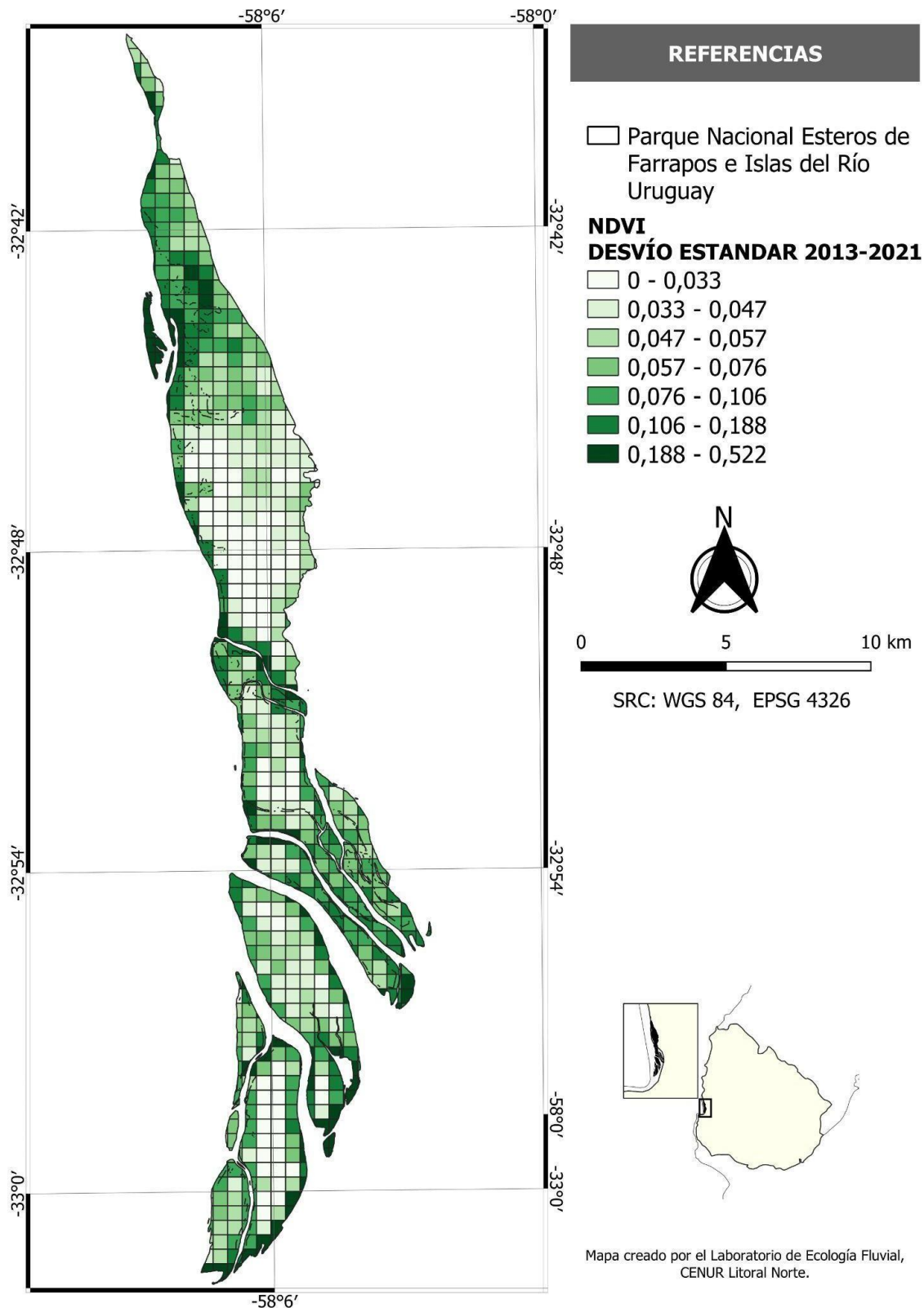


Figura A5. NDVI Desvío Estándar por cuadrículas de 500 x 500 m para el Área Protegida, PNEFIRU, del periodo 2013-2022.

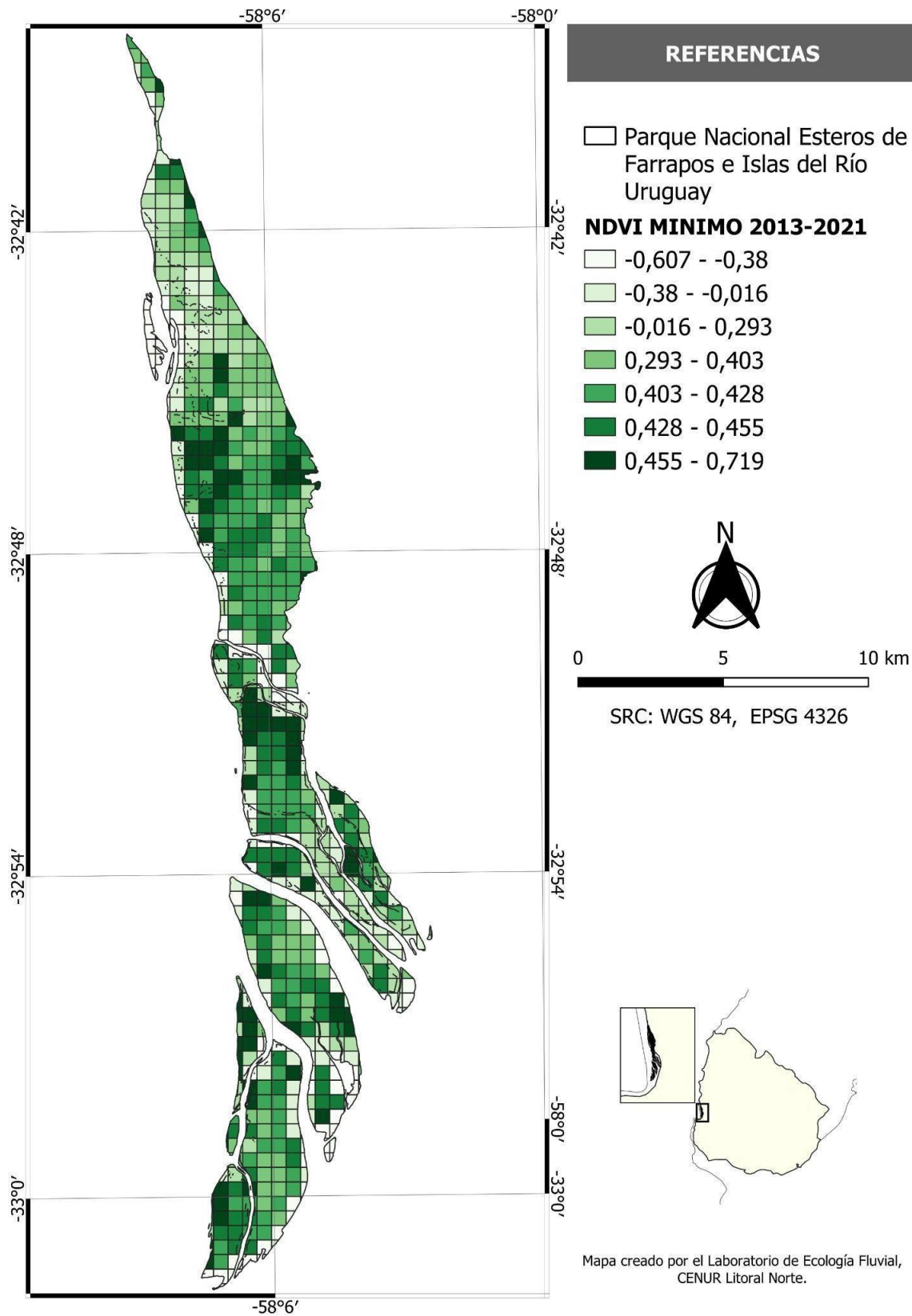


Figura A6. NDVI Mínimo Anual por cuadrículas de 500 x 500 m para el Área Protegida, PNEFIRU, del periodo 2013-2022.

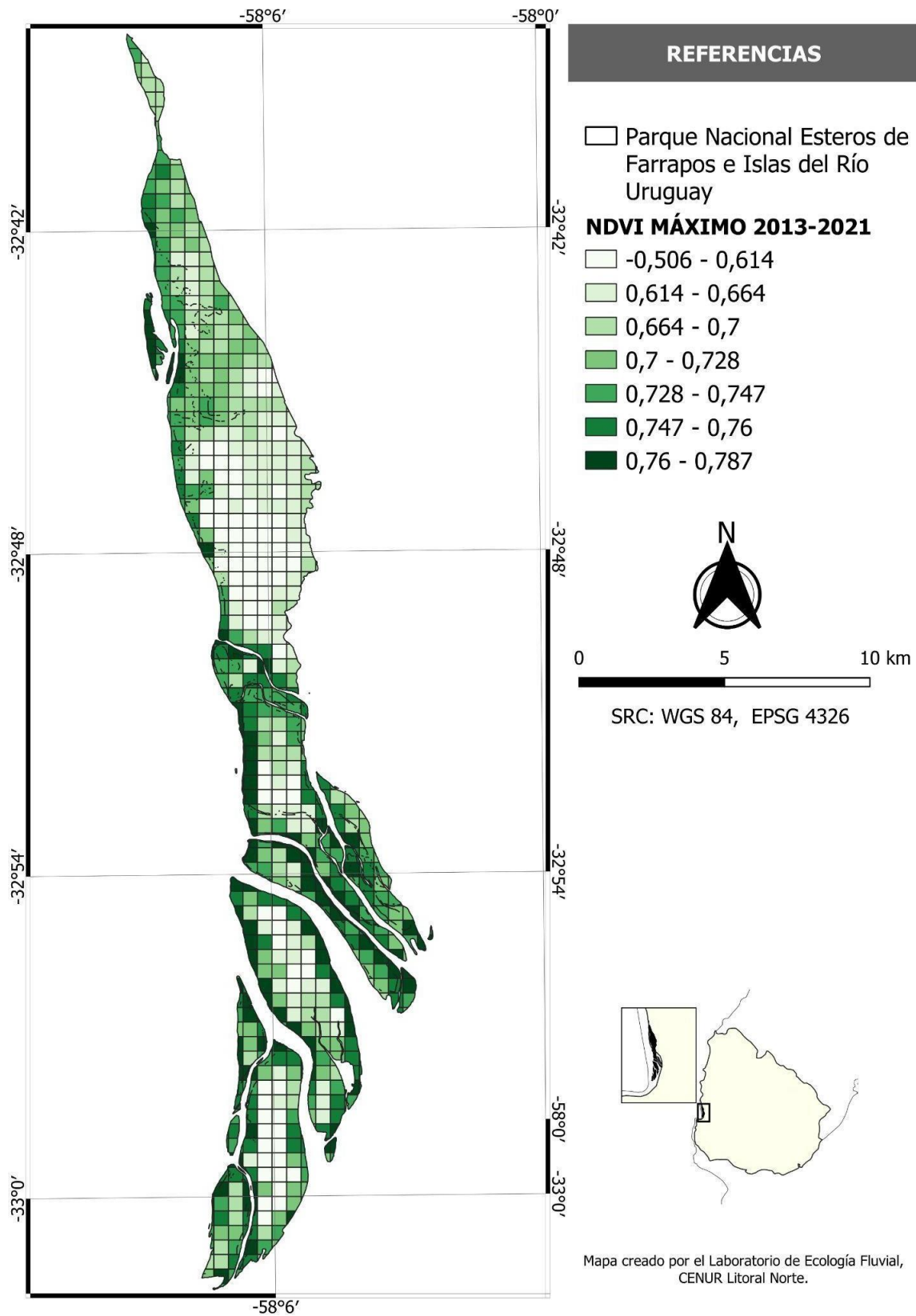


Figura A7. NDVI Máximo Anual por cuadrículas de 500 x 500 m para el Área Protegida, PNEFIRU, del periodo 2013-2022.

2. Tabla de parámetros del modelo de NDVI

Tabla A1. Parámetros del modelo para los efectos directos e interactivos del nivel del río (H), la precipitación (PPT) y la temperatura del aire (Taire) en el NDVI mensual.

<i>Parámetro</i>	<i>Valor F</i>	<i>Valor p</i>	<i>Coefficientes</i>
<i>H</i>	55.6	<0.001***	-0.16
<i>PPT</i>	46.1	<0.001***	1.50e-04
<i>Taire</i>	54.4	<0.001***	-2.02e-02
<i>Landuse</i>	103.8	<0.001***	(variable)
<i>H:Landuse</i>	29.0	<0.001***	(variable)
<i>H:PPT</i>	5.4	0.02*	-2.34e-04
<i>H:Taire</i>	9.2	0.002*	1.03e-02
<i>PPT:Taire</i>	0.52	NS	7.40e-05
<i>PPT:Landuse</i>	1.5	NS	(variable)
<i>Taire:Landuse</i>	27.7	<0.001***	(variable)
<i>H:PPT:Taire</i>	4.6	0.03*	-1.39e-05
<i>H:PPT:Landuse</i>	1.6	NS	(variable)
<i>H:Taire:Landuse</i>	1.4	NS	(variable)
<i>PPT:Taire:Landuse</i>	0.6	NS	(variable)

3. Lista de Shapefile

Se entrega al SNAP los siguientes Shapefile (.shp) para visualizar en plataformas de SIG los productos de mapeo:

1. Cuencas hidrográficas del estudio
2. Cursos de agua en las cuencas de estudio
3. Zonas de amortiguación ribereñas de ancho fijo
4. NDVI promedio, desvío estándar mínimo y máximo
5. Usos de suelo MapBiomias 2018 (Área protegida y Cuencas)
6. Sitios de monitoreo de nutrientes